Miljön som långsiktig restriktion



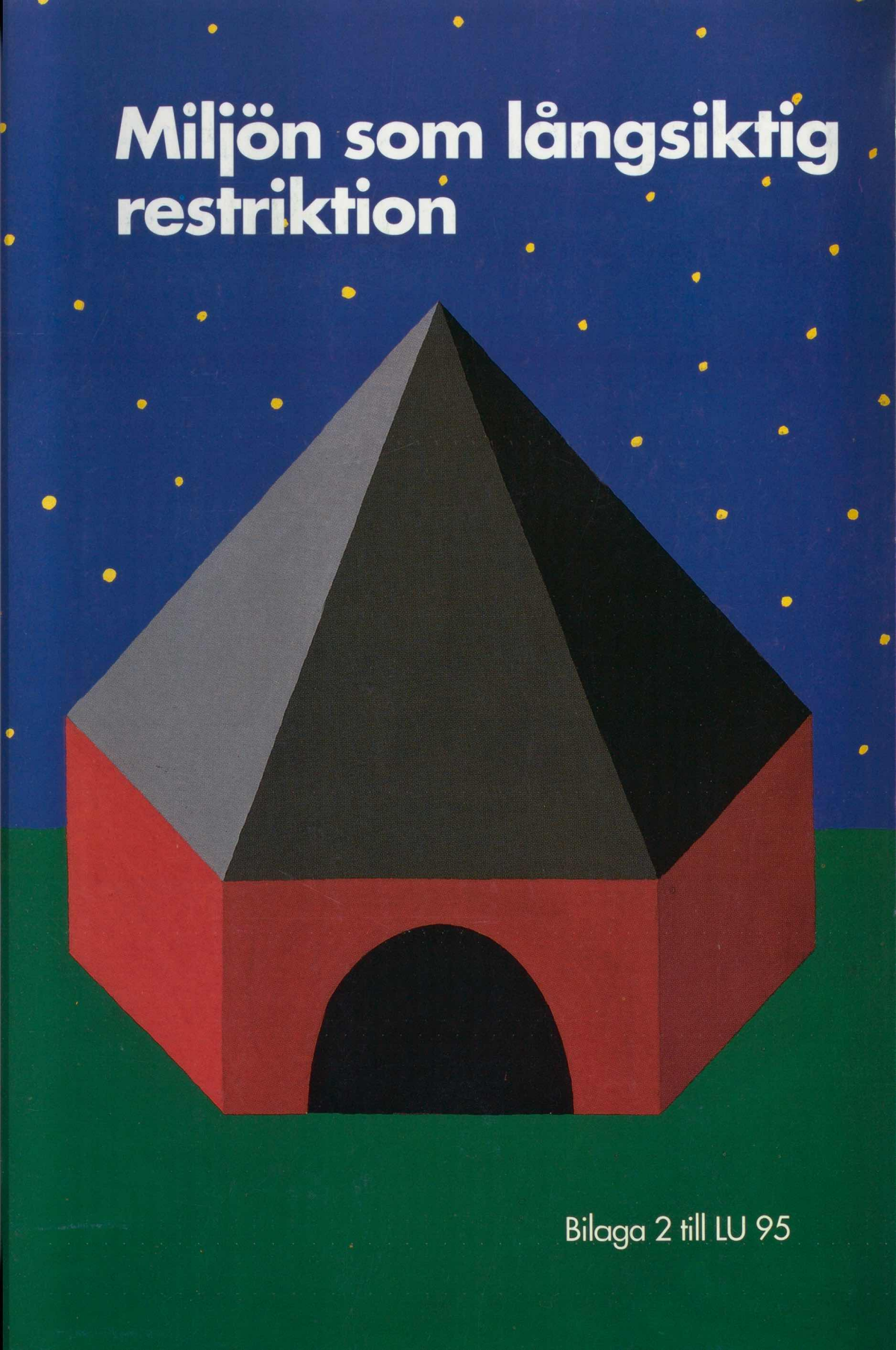
Ur KB:s samlingar

Digitaliserad år 2015

KUNGL. BIBLIOTEKET
National Library of Sweden

Bilaga 2 till LU 95

Miljön som långsiktig restriktion



Bilaga 2 till LU 95

KUNGL.
BIBLIOTEKET
STOCKHOLM

Occ

Ref KB
Occ

Finansdepartementet
Stockholm 1994

Miljön som långsiktig restriktion

Per Molander

Bilaga 2 till Långtidsutredningen 1995

SOU och Ds kan köpas från Fritzes kundtjänst. För remissutsändningar av SOU och Ds svarar Fritzes, Offentliga Publikationer, på uppdrag av Regeringskansliets förvaltningskontor

Beställningsadress: Fritzes kundtjänst
106 47 Stockholm
Fax: 08/739 95 48
Telefon: 08-690 90 90

Omslag: K.G. Nilson

Norstedts Tryckeri
Stockholm 1994

ISBN 91-38-13781-X
ISSN 0375-250X

Förord

Långtidsutredningen utarbetas inom Finansdepartementets strukturpolitiska enhet. I samband med utredningen har ett antal specialstudier genomförts. Huvuddelen av dessa publiceras som bilagor till utredningen.

Denna bilaga har utarbetats av tekn. dr Per Molander, Finansdepartementet och Stockholms Universitet.

I bilagan behandlas sambanden mellan ekonomi och miljö, närmare bestämt vilka restriktioner på den ekonomiska politiken som miljöproblemen på längre sikt kan ge upphov till. Några av de större problemen analyseras mer i detalj, särskilt med avseende på effekterna av den rådande osäkerheten kring problemens omfattning. Problemen kring fördelning av kostnader behandlas också.

Ansvaret för långtidsutredningens bilagor och de bedömningar dessa innehåller vilar på respektive författare. Av huvudbetänkandet framgår hur bilagorna har använts i utredningens arbete.

Finansdepartementets kontaktperson har varit departementssekreteraren Clas Olsson.

Stockholm i september 1994

Gunnar Wetterberg
Departementsråd

Innehållsförteckning

1	Inledning	9
2	Formulering av problemet	13
2.1	Miljön som restriktion	13
2.2	Ekonomisk utveckling, handel och miljöpåverkan	13
2.2.1	Ekonomisk utveckling och miljö	13
2.2.2	Handel och miljöpåverkan	16
3	Kostnadsmekanismer	19
3.1	Kostnader för skador och kostnader för åtgärder	19
3.2	Kostnader för skador	19
3.3	Kostnader för åtgärder	24
4	Miljöproblem i globalt och svenskt perspektiv	25
4.1	Människan som förändringsfaktor	25
4.2	Miljöproblem i globalt perspektiv	26
4.3	Miljöproblem i svenskt perspektiv	31
4.4	Summering	34
5	Beslut under osäkerhet	37
5.1	Begrepp	37
5.2	Hantering av osäkerhet	38
5.2.1	Passiva metoder	38
5.2.2	Aktiva metoder	40
5.2.3	Osäkerhetshantering i praktiken	41
5.3	Diskussion	41
6	Klimatfrågan	43
6.1	Grundläggande samband	43
6.1.1	Klimatdynamik	43
6.1.2	Klimatmodeller: struktur och validering	52
6.2	Emissioner och uppvärmningspotential	57
6.2.1	Emissionsscenarier	57
6.2.2	Resultat	59

6.3 Konsekvensbeskrivning 60
6.3.1 Reala konsekvenser 60
6.3.2 Ekonomiska skattningar 66
6.4 Åtgärder 68
6.4.1 Allmänna ramar 68
6.4.2 Anpassning 72
6.4.3 Minskade nettoemissioner 73
6.4.4 Ingenjörslösningar 78
6.5 Kostnader, finansiering och implementering 78
6.5.1 Kostnader 80
6.5.2 Fördelning av bördan 87
6.5.3 Implementering 89
6.6 Osäkerheter: karaktär och hantering 94
6.6.1 Källor till osäkerhet 94
6.6.2 Hantering av osäkerhet 97
6.7 Summering 104

7 Försurning 109
7.1 Problemets natur 109
7.2 Konsekvenser av försurning 110
7.2.1 Konsekvensbild 110
7.2.2 Ekonomiska skattningar 112
7.3 Åtgärder: typ och finansiering 114
7.3.1 Anpassning 115
7.3.2 Minskade emissioner 115
7.3.3 Ingenjörslösningar 117
7.3.4 Finansiering 118
7.4 Slutsatser 119

8 Biodiversitet 123
8.1 Grundläggande begrepp och fakta 123
8.2 Hot mot biodiversitet 127
8.3 Värdet av biodiversitet 129
8.3.1 Exploateringsvärden 130
8.3.2 Optionsvärden 131
8.3.3 Existensvärden 132
8.3.4 Problemets storleksordning 136
8.4 Åtgärder 136
8.4.1 Kommersiella lösningar 137
8.4.2 Restriktioner 137
8.4.3 Reservatslösningar 138
8.4.4 Finansiering av åtgärder 138
8.5 Slutsatser 139

9 Avfallshantering och kretsloppsfilosofi 141
9.1 Avfallsproblemet i trängre mening 141
9.2 Kretsloppsfilosofi och praktik 143
9.3 Åtgärder och kostnader 146
9.3.1 Avfallsproblemet i trängre mening 146
9.3.2 Det vidare problemet 147
9.3.3 Kostnadsuppskattning 148

10 Sammanfattning och slutsatser 149
10.1 Den generella frågan 149
10.2 Särskilda frågor 153

Summary and conclusions 155

Referenser 167

1 Inledning

Huvudfrågeställning

Temat för denna rapport är miljön som restriktion på medellång sikt, 30 till 40 år. Mer precist är syftet att diskutera vilka miljöproblem som är av sådan dignitet att de kan förväntas innebära kännbara restriktioner på den ekonomiska politiken.

Den valda tidshorisonten är längre vad som är normalt i den ekonomisk-politiska diskussionen och återfinns oftare i vad som betecknas "framtidsstudier". I motsats till vad som är regel i den typen av publikationer har jag avstått från att försöka teckna framtidsbilder eller scenarier för exempelvis energiförsörjningen vid periodens slut. Eftersom perspektivet är policyanalytiskt, har huvudmålet för diskussionen i stället varit att försöka dra slutsatser om hur besluten de närmaste åren kan eller bör påverkas av problem och restriktioner på längre sikt.

Speciell tonvikt har lagts vid *osäkerheten*, dess karaktär och hantering i beslutsfattandet. Detta kräver en förhållandevis noggrann genomgång av varje enskilt problem; från den naturvetenskapliga basmaterian över målformuleringar till implementeringen. Det som kan sägas i generella ordalag om beslutsfattande under osäkerhet framstår lätt som en smula trivialt. Det är därför intressantare att behandla en begränsad grupp problem någorlunda utförligt än att försöka täcka in en lång lista av miljö- och resursrelaterade problem.

En central uppgift i behandlingen av frågeställningen är att rangordna miljöproblemen med avseende på deras potentiella konsekvenser på ekonomin. Som ett grovt riktmärke har jag valt en (1) procent av bruttonationalprodukten som den tröskel ovanför vilken problem anses som stora. Det visar sig vara en ganska liten grupp problem som kommer i närheten av denna tröskel, vilket i sig utgör stöd för koncentrationen på ett begränsat antal. Urvalet har också i någon mån styrts av en önskan att diskutera problem som är sinsemellan olika.

Perspektivet är huvudsakligen svenskt, men med regionala eller globala utvidgningar där problemet påkallar sådana (vilket är det normala). Det bör hållas i åtanke att de miljö- eller resursrelaterade problem som framstår som störst i detta industrilandsperspektiv inte nödvändigtvis är desamma som innebär mest kännbara restriktioner för huvuddelen av världens befolkning. Någonstans tvingas man välja hur mycket av vår uppmärksamhet och våra resurser som skall avdelas för våra egna problem

och hur mycket som avdelas på mer allmänmänskliga och globala grunder.

Diskussioner av den typ som förs i rapporten är förvånansvärt sällsynta. De flesta översiktsrapporter har liksom Naturvårdsverkets lägesrapport från 1993 (SNV 1993) varit beskrivande, medan frågor om prioritering och ekonomiska avvägningar i stort fått mer begränsat utrymme. Kågeson (1993) behandlar delvis problem av detta slag. Ett förslag till prioriteringar på miljöskyddsområdet har utarbetats av en expertkommitté (EPA 1990) för den amerikanska miljövårdsmyndighetens räkning.

En inledande sortering

Rubriksättningen på de problem som inkluderats förtjänar en kommentar. Ingen existerande indelning av miljöpolitikens område uppfyller kravet att delområdena skall vara heltäckande och icke-överlappande. En indelning som anknyter till problemen framstår som naturlig, eftersom det är förändringsfaktorer bakom icke önskvärda utvecklingstendenser som måste påverkas. Samtidigt griper problemen in i varandra: eventuella klimatförändringar kan påverka biodiversiteten etc. Åtgärder som vidtagits för att lösa ett problem kan påverka ett annat i positiv eller negativ riktning.

Slutsatsen av detta är att effekter eller kostnader knutna till olika problem inte enkelt kan adderas. Detta tas i beaktande i den övergripande bedömning av miljöproblemens makro-ekonomiska betydelse som görs avslutningsvis.

Klimatfrågan framstår med det valda perspektivet som det i särklass största problemet, med den aktuella tidshorisonten framför allt på grund av de kostnader som åtgärderna kan medföra. *Försurningen* är ett problem som uppmärksammades relativt tidigt och där konsekvenserna för svenskt vidkommande är mer påtagliga. Hoten mot *biodiversiteten*, regionalt och globalt, har tagit stort utrymme i den miljöpolitiska diskussionen under senare år. *Avfallsproblematiken*, både i en snäv och i en vidare mening (som ett krav på en allmänt genomförd kretsloppsinriktad politik), har potentiellt betydande makro-ekonomiska återverkningar.

Några problem som inte finns med i rapporten förtjänar en kommentar. Frågan om *ozonnedbrytande substanser* skulle kunna hamna i kategorin "stora problem" men är ur policysynvinkel redan omhändertagen. Beslut är redan fattade om utfasning av de mest aggressiva substanserna, och ersättningsmedlen och andra potentiella riskämnen bevakas. Därmed inte sagt att problemet är fullständigt löst beträffande implementeringen.

Övergödslingen av mark och hav är en annan fråga som skulle kunna hävdas höra hemma inom kategorin större problem. Det har vissa drag gemensamt med försurningsproblemet. I viss utsträckning går problemen för övrigt i varandra.

Det bör alltså understrykas att de problem som inte kommit med i genomgången därmed inte klassats som oviktiga. Vad som blir stort och smått är ju också i någon mån beroende av hur man kategoriserar problemen.

Policyfrågor

Policydiskussioner handlar om vad som bör göras, dvs. vilka åtgärder som i en given beslutssituation med en viss uppsättning mål är påkallade. Som underlag för statsmakternas diskussion är det emellertid den mer speciella frågan om det *offentligas roll* som bör stå i centrum. Vad kan, på allmänna välfärdsteoretiska grunder, hävdas vara statens eller kommunens uppgift i hanteringen av en fråga, och vad kan antas bli omhändertaget av andra aktörer i det ekonomiska systemet - individer, företag, ideella organisationer etc.?

Ett delproblem som uppkommer om det offentliga tilldelas en roll är *finansieringen*. Skall statsmakternas uppgift vara att reglera förutsättningarna för en viss aktivitet, eller skall man också ta initiativ till en viss produktion och stå för finansieringen? Mot bakgrund av rådande offentlig-finansiella läge, som kan förutsättas förbli allvarligt åtminstone under återstoden av 1990-talet, måste frågan om finansiering ges en framskjuten ställning.

Rapportens tillkomst

Rapporten skrevs i sina huvuddelar hösten 1993. Ett stort antal personer har kommenterat tidigare versioner av manuskriptet. Vid sidan av tjänstemän på Naturvårdsverket, Miljö- och naturresursdepartementet samt Finansdepartementet vill jag främst nämna Bert Bolin, Wibjörn Karlén, Henning Rodhe och Fredrik Sjöberg. En del av underlagsmaterialet inhämtades under några månaders resa i USA våren 1993, finansierad av Eisenhower Exchange Fellowships.

2 Formulering av problemet

2.1 Miljön som restriktion

Miljön eller omgivningen i vid mening finns naturligtvis med som en restriktion på allt beslutsfattande som rör användning av fysiska resurser. Logiskt betonade krav och fysikaliska naturlagar har alltid måst respekteras. Resursknapphet är inte heller någonting nytt utan det normaltillstånd som alla levande organismer, inkl. människan, har haft att leva med under hela sin existens. Miljön i trängre mening har emellertid under senare decennier blivit en alltmer påtaglig restriktion på beslutsfattandet, beroende på såväl att befintliga problem uppmärksammats i högre utsträckning som att nya problem efter hand tillkommit.

Begreppet *restriktion* skall fattas neutralt. Man kan se mänskligt beslutsfattande som ett försök att optimera utnyttjandet av tillgängliga resurser under givna restriktioner eller bivillkor - sociala, miljömässiga eller andra. *När det uppstår problem på något område, beror det på att restriktionerna inte observerats i tillräcklig omfattning.*

Begreppet *restriktion* är neutralare än *kostnad*. Det finns inte desto mindre en entydig motsvarighet mellan restriktioner och kostnader, i den meningen att det definitionsmässigt finns en kostnad knuten till varje restriktion som är kännbar (eller, med matematiskt språkbruk, varje bivillkor som är aktivt).

En miljörestriktion kan bli så kännbar att den påverkar förutsättningarna för den ekonomiska politiken. Makro-ekonomiska variabler som kan påverkas är bruttonationalprodukten, tillväxttakten, inflationen, sysselsättningen och de offentliga utgifterna. De variabler som står i centrum för denna rapport är bruttonationalprodukten och de offentliga utgifterna.

2.2 Ekonomisk utveckling, handel och miljöpåverkan

2.2.1 Ekonomisk utveckling och miljö

Sambandet mellan ekonomisk utveckling och miljöpåverkan är komplicerat. Dessvärre har debatten dominerats av föreställningar om enkla samband, och mycket lite arbete har lagts ned på empiriska undersökningar.

Tillväxtkritiker har hävdat sambandet mellan den formella ekonomins volym och dess miljöpåverkan; sambandet mellan ekonomisk tillväxt och miljöproblem skulle därmed bli mer eller mindre tvingande. Tillväxtförespråkare har å sin sida hävdat att möjligheterna att angripa miljöproblemen förbättras om samhällets disponibla resurser ökar, varför vägen till en bättre miljö måste gå över fortsatt ekonomisk tillväxt.

Båda föreställningarna är generellt sett felaktiga, eller åtminstone besvärande ofullständiga. Den tillväxtkritiska versionen bygger på förutsättningen att tillväxten sker under i övrigt konstanta förhållanden; i verkligheten drar tillväxten med sig en mängd förändringar, som kan förstärka eller försvaga, eventuellt eliminera den primära effekten.

Den tillväxtpositiva versionen å andra sidan är ofullständig i så måtto att den bara talar om ett utrymme för miljöförbättringar; det faktiska utfallet är beroende av bl.a. förändrade konsumtionsmönster och politiska beslut.

Effekter av ekonomisk tillväxt

Ekonomisk tillväxt är något annat än en uppförstoring av ekonomin. Den för med sig ett antal förändringar på olika nivåer som har stor betydelse för påverkan på den yttre miljön. *Konsumtionens sammansättning* förändras. Vilken miljöeffekten blir av detta beror av utvecklingsnivån i utgångstillståndet och också av vilken funktion man talar om. I ett fattigt land (och även i mindre fattiga) innebär höjd levnadsstandard fler bilar med åtföljande luftföroreningsproblem. I rikare länder tar sig en ökande levnadsstandard bl.a. uttryck i ökad efterfrågan på immateriell konsumtion som utbildning och andra informationstjänster, vilket i sig tenderar att minska miljöbelastningen per konsumtionskrona.

Nära sammanhängande med detta, och av stor betydelse för miljösituationen, är att *efterfrågan på en god miljö* kan öka med stigande inkomst. I länder med låg per-capita-inkomst är detta i första hand motiverat av en önskan att förbättra hälsoläget, vilket ofta kräver en förbättrad yttre miljö i anslutning till bostad och arbete. I rikare länder har kraven på den yttre miljön varit mer direkta under senare decennier. Hur sambandet mellan individens inkomst och efterfrågan på en god yttre miljö faktiskt ser ut är dock en empirisk fråga, och den traditionella bilden av ett stabilt och starkt positivt samband kommer möjligen att revideras (B. Kriström, pers. medd.).

Eftersom en god yttre miljö generellt inte är en nyttighet som kan köpas över disk, fordras politiska interventioner för att efterfrågan skall leda till faktiska förbättringar. Det blir alltså av central betydelse hur väl det politiska systemet fångar upp förändringskrav. Det är signifikativt att några av Europas mest förorenade nationer i dag är sådana som under efterkrigstiden saknat fungerande demokratiska institutioner.

Å andra sidan är sambandet mellan demokrati och ekonomisk utveckling komplicerat. Det går åtminstone på medellång sikt att upprätthålla

hög ekonomisk tillväxt även i avsaknad av fungerande demokratiska institutioner; existensen av sådana är å andra sidan ingen garanti för hög ekonomisk tillväxt. Beroendet mellan demokrati, ekonomisk utveckling och miljö blir av detta skäl mycket komplext.

Ytterligare en intermediär variabel av betydelse är *utbildningsnivån*. Ekonomisk tillväxt resulterar normalt i en högre utbildningsnivå, samtidigt som den senare sätter en gräns för tillväxttakten. En hög utbildningsnivå påverkar också förutsättningarna för demokratiska institutioner.

Befolkningstillväxten är av central betydelse. Konsumtionen av åtskilliga nyttigheter är i stort sett proportionell mot befolkningen, vilket på kort sikt får direkta återverkningar på miljöpåverkans omfattning. Ekonomisk tillväxt leder statistiskt till en sänkt nativitet (se exempelvis World Bank 1984). Å andra sidan kommer konsumtionsmönster att påverkas av en förändrad nativitet, varför även sambandet mellan befolkningstillväxt och miljöpåverkan blir komplicerat.

Också här spelar utbildningsnivån in, eftersom utbildningstidens längd särskilt hos kvinnor visat sig vara en nyckelvariabel för nativitetens utveckling.

I många utvecklingsländer har befolkningstillväxten genererat en ökning av efterfrågan på jordbruksmark. Härigenom har allt mer marginella jordar kommit att tas i anspråk, med på många håll betydande miljöproblem som följd.

Den *förändrade teknologi* som följer med ekonomisk utveckling har också betydelse för miljöbelastningen. Åtminstone i de fall teknologiutvecklingen sker under tryck att reducera miljöpåverkan kan en period av tillväxt leda till en snabbare förnyelse av kapitalet och en lägre miljöpåverkan. Wibes studier av den svenska skogsindustrin är ett för svenskt vidkommande viktigt exempel (Wibe 1986, 1990). Data om produktionens volymtillväxt och utsläppsnivå visar att utsläppen reducerats snabbare under perioder med hög tillväxt (1970-1975, 1980-1985); grovt sett har 1 procents volymtillväxt givit 1 procents reduktion av de totala utsläppen.

Generellt råder inte något enkelt samband. Ny teknologi som utvecklas eller tillämpas utan beaktande av miljörestriktioner kan ge upphov till både skärpta och helt nya miljöproblem.

Empiriska studier

Ovanstående genomgång visar på mängden av faktorer som påverkar det aggregerade sambandet mellan ekonomisk tillväxt och miljö. Något enkelt samband kan inte förväntas; det krävs empiriska undersökningar för att fastställa vilka tendenser som dominerar. Sådana är förhållandevis få. Grossman & Krueger (1992) gjorde en preliminär studie av det nordamerikanska frihandelsavtalet, som senare har utvidgats väsentligt och för närvarande är den mest täckande och systematiska genomgången. Den baseras på ett knappt tjugotal miljöindikatorer av lokal och regional natur

som korreleras med BNP per capita. Det typiska resultatet är att länderna under en industrialiseringsfas upplever ökande miljöproblem men att de när inkomstnivån nått tillräckligt högt får kontroll över problemen.

Inte alla indikatorer uppvisar dock detta förlopp. Vissa, exempelvis svaveloxidhalten i tätorter, uppvisar en tendens till ökning även i de högre inkomstlägena i urvalet. Ett annat viktigt exempel på annorlunda uppförande är sambandet mellan inkomstnivå och emission av koldioxid från fossilbränslen. Industrialiseringen i de länder som i dag hör till världens rikare har i stor utsträckning åstadkommits genom exploatering av billiga fossilbränslekällor, varför det föreligger ett positivt samband mellan BNP per capita och CO_2-emission per capita. Samtidigt blir sambandet allt svagare ju högre inkomsten blir; *emissionen per BNP-dollar* är mycket högre i länder med låg industrialiseringsgrad. Den kraftiga variationen mellan länder med ungefär samma inkomst bör också noteras. Medan Sverige för närvarande emitterar omkring 2 ton per capita och år (kolekvivalenter brutto), ligger siffran för Nordamerika över 5 ton per capita och år.

Studier av de faktiska sambanden mellan ekonomisk tillväxt och miljöpåverkan bekräftar alltså komplexiteten i förhållandet. Både idén att tillväxten riskerar att öka belastningen på miljön och föreställningen att ett ökat samhällsekonomiskt utrymme ger möjligheter att minska den får visst stöd, men båda versionerna ger mycket ofullständiga bilder av det komplicerade samband som råder. Vad det faktiska utfallet blir är beroende av både miljöproblemets art, ekonomisk utvecklingsnivå och det politiska systemets funktionssätt. Någon automatik föreligger inte.

2.2.2 Handel och miljöpåverkan

Vad som sagts om ekonomisk utveckling och miljö gäller *mutatis mutandis* också för handel och miljö. Integration av marknader har konsekvenser på en mängd olika områden, och vad nettoeffekten blir för miljön varierar med förutsättningarna i det enskilda fallet. Stöd för denna mångfacetterade bild finns exempelvis i Barbier & Burgess (1992), Low (ed.) (1991).

Handelns effekter på miljön kan vara både direkta och indirekta. De direkta är knutna till själva handelsutbytet genom transporternas miljöpåverkan, medan de indirekta uppkommer via handelns effekter på produktions- och konsumtionsmönster.

Direkta effekter

Själva handeln med varor involverar transporter, som i sig påverkar miljön genom att i stor utsträckning baseras på fossila bränslen och därmed bidra till emissionen av koldioxid. Det finns dock ingen anledning

att koncentrera intresset till just transportfasen; vad som är av betydelse från miljösynpunkt är naturligtvis den totala miljöpåverkan under varans hela livscykel. Det tycks också finnas en tendens att överskatta den miljöpåverkan som transporterna bidrar med, såsom följande exempel visar.

Jordbruksproduktion i Europa skiljer sig markant från den på den amerikanska kontinenten eller i Australien genom sin väsentligt högre intensitet. Denna skillnad sammanhänger med den rika tillgången på mark och därmed lägre relativpriser på mark i den senare gruppen av länder. Medan den genomsnittliga användningen av handelsgödsel (summan av N, P och K) i Argentina ligger på 4 kg per hektar jordbruksmark, överstiger den exempelvis i Schweiz 400 kg per hektar (FAO Fertilizer Yearbook, cit. i Anderson 1992). Motsvarande skillnader gäller för graden av markbearbetning och därmed användningen av fossilbränslen. Frågan är då om den mycket högre energiinsatsen i det europeiska jordbruket kompenseras av den energi som åtgår för transporten av de färdiga produkterna från de transoceana producenterna.

För stora bulkfartyg i transocean sjöfart av den typ som utnyttjas för spannmålstransporter ligger energiåtgången typiskt på 0.005 kWh per tonkm (Sjöfartsverket, pers. medd.). Om man för kalkylen antar ett avstånd på 1 000 mil, blir energiåtgången för transporten då 50 kWh per ton (= 180 MJ per ton).

IEA:s energianalys (IEA 1993) ger vid handen att genomsittlig europeisk veteproduktion i primärledet inkl. insatsvaror omsätter 19 293 MJ per hektar, vilket med en antagen avkastning av 6,7 ton per hektar ger 2 880 MJ per ton.

Transportarbetet över de 1 000 milen motsvarar därmed 6 procent energiinsatsen i Europa. Slutsatsen av detta är att det i detta fall är de lokala produktionsförhållandena (markbearbetning, handelsgödselinsats) som är helt avgörande för energibalansen och därmed koldioxidemissionen. För andra produkter kan naturligtvis andra förhållanden gälla.

Indirekta effekter

Handelspolitikens indirekta effekter på miljön härrör inte bara från dess inflytande på den ekonomiska tillväxten. Det finns indikationer på att utvecklingsländer med en förhållandevis liberal handelspolitik snabbare får tillgång till ny och mindre miljöbelastande teknologi (Birdsall & Wheeler 1991, Lucas m.fl. 1991, Wheeler & Martin 1991).

Det som tilldragit sig den största uppmärksamheten i debatten under senare år är emellertid den potentiella konflikten mellan å ena sidan viljan att föra en handelspolitik inriktad på friast möjliga handel och å andra sidan möjligheterna att föra en självständig miljöpolitik. En diskussion av kopplingarna faller utanför ramen för denna rapport. Problemet har diskuterats intensivt de senaste åren, och litteraturen har vuxit snabbt (se t.ex. Anderson & Blackhurst 1992, Andersson m.fl. 1993, Low (ed.) 1991,

Molander 1992). Några observationer kan dock vara motiverade även på detta begränsade utrymme.

För det första måste både handels- och miljöpolitikens betydelse för den allmänna välfärden understrykas. För den sorts offentliga ingrepp av huvudsakligen förebyggande natur som båda politikområdena representerar finns en betydande risk att underskatta vinsterna med positiva ingrepp när man genomför empiriska studier. Det finns därför anledning att med viss skepsis möta påståenden om att endast blygsamma skillnader uppmäts mellan länder med olika politik i nämnt avseende.

För det andra gäller att sambandet mellan handel och miljö - liksom mellan ekonomisk utveckling och miljö - är komplicerat. Alla enkla påståenden är felaktiga.

Slutligen - vad gäller policydiskussionen - är det framför allt beträffande de globala och storregionala miljöproblemen som det kan uppstå komplikationer mellan det handelspolitiska regelverket och miljöintresset sådant det kommer till uttryck i internationella miljöavtal. Det rent nationella miljöintresset kan på det hela taget tillgodoses relativt väl inom ramen för det befintliga handelspolitiska regelverket. Det är alltså främst inom kategorin globala problem som arbete kan komma att krävas för att harmonisera intressena mellan de båda politikområdena.

3 Kostnadsmekanismer

3.1 Kostnader för skador och kostnader för åtgärder

Kostnaden för en åtgärd är ett mått på den uppoffring som måste göras för att genomföra åtgärden. Detta kräver någon typ av värdering för att tillstånden med respektive utan åtgärd skall gå att jämföra.

Mot kostnaden för en miljöpolitisk åtgärd svarar en intäkt i form av en i något avseende bättre miljö. Den kan alternativt beskrivas som kostnaden för att inte genomföra åtgärden. Ett miljöproblem kan vara "stort" antingen genom att förorsaka samhället stora kostnader om inga åtgärder vidtas, eller också genom att kostnaderna för att motverka problemet blir stora. Idealt bör det finnas ett samband mellan dessa båda storheter; ekonomisk teori föreskriver att åtgärder skall vidtas så länge vinsterna på marginalen överstiger uppoffringarna. I realiteten låter sig denna kalkyl sällan genomföras, varför ett betydande gap kan föreligga mellan kostnader för åtgärder och kostnader för skador.

En komplicerande faktor är internationella avtal, som kan leda till kostnader med mycket svag relation till förutsedda skador. I sådana sammanhang kan viljan att uppträda konformt och stärka multilaterala förhandlingssystem åsättas ett värde.

3.2 Kostnader för skador

Basen för värderingar

En gammal debatt inom miljöekonomin handlar om människans position när det gäller värderingar av olika ingrepp, positiva eller negativa. Är det endast av människor burna värderingar - av olika nyttigheter, av existensen av en art etc. - som skall ingå i jämförelsen, eller skall andra organismer - djur, växter, "naturen" - tilldelas egenvärden oberoende av människors relationer till dem? Det förhållningssätt som förespråkas i denna rapport är att det naturligtvis står var och en fritt att värdera existensen av andra arters eller djurs rättigheter hur han eller hon vill, liksom att dra de privatekonomiska slutsatserna av sin övertygelse, men att kollektiva beslut om lagstiftning eller gemensam finansiering måste

baseras på av människor omfattade värderingar. De senare kan då naturligtvis komma att omfatta existensvärden.

Liv och hälsa

I industriländerna påverkas människors hälsa av miljöföroreningar främst genom andningsluft och mat. Gasformiga ämnen som kväveoxider och ozon kan påverka andningsorganen. Vad beträffar metaller och miljögifter är födan den viktigaste intagsvägen (SNV 1993 d, e).

För att rätt kunna bedöma storleksordningen av dessa risker är det nödvändigt att relatera dem till andra risker vi utsätts för i samhället. Sådana jämförelser är förknippade med problem. Vad som kan uppskattas med någorlunda god säkerhet är sannolikheten för olika skador, exempelvis incidensen för lungcancer eller dödsfall i trafikolycka per år. Det är betydligt svårare att kausalt relatera sådana siffror till enstaka miljöfaktorer, eftersom det faktiska utfallet ofta beror av en kombination av faktorer, där bl.a. personlig livsföring kan spela in. Man kan argumentera för att risker som individen själv kan påverka och sådana som hon inte kan påverka skall värderas olika. Samtidigt måste det naturligtvis ske någon rimlighetsbedömning när offentliga resurser avsätts för att minska risken för miljörelaterade skador.

Valet av indikator kan påverka jämförelsen mellan olika åtgärders effektivitet. Ett standardmått är reduktionen av antalet dödsfall per år, vilket kan tänkas missgynna åtgärder som minskar risken för mindre allvarliga skador. Det krävs dock att åtgärderna har väsentligt olika profil i detta avseende för att indikatorn skall bli missvisande.

En undersökning för amerikanska förhållanden av kostnadseffektiviteten hos ett drygt 40-tal förslag till miljöregleringar - under bearbetning, avslagna eller införda - har gjorts av Morrell (1986). Med de viktiga reservationer som gjordes ovan kan det konstateras att de olika regleringarna skiljer sig mycket markant både vad avser kostnadseffektivitet och i total effekt räknad i antal undvikna dödsfall per år. Den uppskattade kostnaden per räddat liv varierar inom gruppen antagna regleringar mellan ca 100 000 USD och ca 132 000 000 USD årligen. Fyra regleringar står för tre fjärdedelar av riskreduktionen, samtliga relaterade till trafiken. Den mest effektiva regleringen kopplad till den yttre miljön rör trihalometaner, som i studien uppskattas rädda drygt 300 liv årligen till en kostnad av omkring 300 000 USD per liv.

En genomgång av ett mindre antal svenska offentliga åtaganden (regleringar, kampanjer m.m.) har gjorts av Sjöberg & Ogander (1994). Undersökningen omfattar blott åtta områden men styrker inte desto mindre slutsatsen från den amerikanska undersökningen om mycket stora variationer i kostnadseffektiviteten - från något tusental kronor till över 100 miljoner kronor per räddat liv.

Den offentliga insats som i denna jämförelse faller ut som den effektivaste är en kampanj mot rökning, vilket illustrerar en annan viktig aspekt

på vardagslivets riskhanteringsproblematik. De allvarligaste hoten mot vår hälsa - i de fall full visshet inte råder de av expertis som allvarligast bedömda - är direkt kopplade till det personliga beteendet. Dit hör rökning, alkoholkonsumtion, övervikt och persontransporter. Allmänhetens uppfattning av riskpanoramat är helt annorlunda; här kommer miljögifter, aids, narkotika, kärnkraft och kemikalierester i topp (SOU 1987:44 bil. 12; Svensk Farmacevtisk Tidskrift, 1989).

Diskrepansen återspeglar dels en allmän oförmåga till korrekt riskuppskattning (se exempelvis Kahneman m.fl. 1982), dels en systematisk underskattning av välbekanta risker. Sannolikt finns också element av självbedrägeri med i bilden; risker som man själv kan påverka men som fordrar krävande beteendeförändringar undervärderas till förmån för omgivningsbestämda risker.

En policyslutsats som kan vara av betydelse är att vägen till kostnadseffektiv påverkan av faktor bakom ohälsa och förtidig död ofta går över information och beteendepåverkan, och att statsmakterna inte bör avstå från denna möjlighet när den erbjuds.

Påverkan på fysiskt kapital, resursbaser m.m.

Förändringar i den yttre miljön kan påverka både det fysiska kapitalet av mänskligt ursprung - byggnader, fordon etc. - och naturliga resursbaser som skog, djurbestånd m.m. Bland de viktigare registrerade effekterna är försurningens inverkan på korrosionen av metaller och olika byggnadsmaterial. Miljögifter har påverkat reproduktionsförmågan hos naturligt förekommande arter, och lokala föroreningskällor har i vissa fall påtagligt försämrat förutsättningarna för ekonomiska aktiviteter baserade på biologisk produktion. Liksom när det gäller effekter på människors hälsa är det ofta svårt att relatera en viss försämring till en given miljöfaktor på grund av att effekterna är diffusa och att olika faktorer samverkar. Detta illustreras bl.a. av debatten om försurningens effekter på skogens tillväxt och hälsotillstånd (se kap. 7).

Det finns en risk att resursbegreppet avgränsas alltför snävt i detta sammanhang genom att man fokuserar på synliga, fysiska resurser. Lovelock har i ett antal publikationer (Lovelock 1979, 1991) pekat på den roll som vissa naturligt förekommande reglersystem har för att upprätthålla acceptabla värden på omgivningsparametrar av central betydelse. Exempel på globala sådana variabler är atmosfärens syrehalt och havens salthalt, men även mer lokala mekanismer kan ha avgörande betydelse för de levande organismerna inom ett område eller en region (Holling m.fl. 1994).

Ett intressant exempel inom denna kategori är atmosfärens halt av hydroxylradikalen (OH^-), som har stor betydelse för atmosfärens självrenande förmåga (Crutzen & Zimmermann 1991, Prinn m.fl. 1992). Det finns indikationer på att ett antal mänskliga aktiviteter leder till en långsiktig sänkning av atmosfärens halt av denna radikal, vilket i så fall

negativt skulle påverka atmosfärens kapacitet att hantera olika störningskällor.

Det är möjligt att mekanismer av detta slag förtjänar mer uppmärksamhet än många av de mer synliga problem som kommer i centrum i den massmediala miljöpolitiska rapporteringen. Tyvärr är kunskapen om de naturliga reglermekanismernas funktionssätt och rumsliga lokalisering ofta för dålig för att kunna ge underlag för prioriteringar av detta slag.

Påverkan på existens- och optionsvärden

Miljöstörningar kan ge negativa effekter på välfärden utan att ha direkta konsekvenser i form av försämrade intäkter i form av lägre skogstillväxt och liknande. Blotta existensen av en djurart eller en oexploaterad älv kan värderas positivt.

Optionsvärdet, dvs. värdet av att behålla en viss resurs för potentiell framtida exploatering, kan i vissa fall sägas utgöra ett mellanting mellan direkt exploateringsvärde och existensvärde. I de fall ett existensvärde saknas beskriver optionsvärdet i stället värdet av att vänta för att förbättra underlaget för beslut, vilket kan vara viktigt när besluten har långsiktiga eller irreversibla effekter (Pindyck 1991).

Medan värderingar av förändringar av exploateringsvärdet ofta kan uppskattas på basis av människors beteende, råder viss enighet om att detta inte gäller existensvärden (se Kriström 1990, s. 26, för ref. till denna diskussion). Dessa värden kräver särskilda metoder (se exempelvis Pearce & Turner 1992 för en översikt). Sådana undersökningar brottas med betydande metodologiska svårigheter. Detta är ett problem, eftersom det inte så sällan hävdas att det är förändringar i dessa existensvärden som utgör den dominerande positiva effekten av en viss miljöåtgärd.

Den säkerhetspolitiska dimensionen

Snabb befolkningstillväxt och en på många håll i världen ansträngd resursbas har lett till farhågor att öppna konflikter inom och mellan nationer kommer att bli vanligare i framtiden som ett resultat av ökad resursknapphet. Man har argumenterat för att detta bör leda till en vidgning av begreppet säkerhetspolitik (Myers 1991, Tuchman Matthews 1989). Skeptiker har å andra sidan hävdat de traditionella konfliktorsakernas primat; miljö- eller resursrelaterade problem kan möjligen förvärra en konflikt eller utlösa ett akut konflikttillstånd, men de djupare orsakerna måste sökas på annat håll.

En koppling mellan resursknapphet och konflikter kan se ut på olika sätt. Ett miljöingrepp, exempelvis ett dammbygge, kan i sig vara en konfliktanledning genom de externa effekter det ger upphov till. Miljöförändringar kan också påverka levnadsvillkoren så att traditionella maktfördelningsmönster rubbas, med politisk instabilitet som följd. Ett extremfall

är att stora grupper på grund av resursbasens urholkning i ett område inte längre kan existera där utan tvingas migrera, vilket kan utlösa akut knapphet och konflikt i det område dit de berörda tar sin tillflykt.

En mer klassisk konflikttyp avser konkurrens mellan stater om en knapp resurs, t.ex. land eller färskvatten, som normalt involverar grannländer eller länder belägna längs en och samma flod. Vissa bedömare har pekat på globala miljöproblem som klimatfrågan eller påverkan på det stratosfäriska ozonskiktet som globala varianter av denna konflikttyp, med en Nord-Syd-konfrontation som tänkbar konsekvens.

Medan möjligheterna alltså är talrika, är det relativt ont om empiriska undersökningar av sambandet mellan miljö och säkerhetspolitik. Projektet *Environmental Change and Acute Conflict*, genomfört i samarbete mellan University of Toronto och American Academy of Arts and Sciences, representerar ett av de mer ambitiösa försöken att systematiskt studera kopplingarna (Homer-Dixon m.fl. 1993). På basis av ett antal detaljerade fallstudier har man sökt sammanfatta det empiriska materialet i form av preliminära stiliserade fakta. Det visar sig gå att finna exempel på alla de mekanismer som listades ovan. Föga oväntat är problemen mest påtagliga i gruppen utvecklingsländer.

Akut resursknapphet som orsak till migration är inte ovanlig (Suhrke 1993). Ett storskaligt exempel är Bangladesh, varifrån uppskattningsvis 10 till 15 miljoner människor emigrerat till Assam, ur stånd att finna sin utkomst i hemlandet (Hazarika 1993). Det krävs dock noggrannhet i definitionen; vissa exempel som anförts illustrerar mer en normal urbaniseringsprocess än akut oförmåga att försörja sig.

Vanligare är måhända ekologisk marginalisering inom hemlandet, varigenom politiskt svaga grupper tvingas ut i den geografiska periferin och får klara sin försörjning på marginella jordar som ofta är mindre lämpade för jordbruk. Följden kan bli avskogning, erosion, igenslamning av eventuella nedströms liggande dammar, m.m. En försämring av de materiella villkoren är i sig inte nog för att utlösa konflikter, men processen får politiska konsekvenser om den nationella regeringen inte har legitimitet i de berörda gruppernas ögon; Peru och Filippinerna har anförts som exempel (se Homer-Dixon 1993 för referenser).

Resursknapphet som direkt utlösande faktor bakom mellanstatliga konflikter är relativt sällsynt. Närmast till hands som exempel ligger konflikter kring färskvattentillgångar, exemplifierade av Turkiets anspråk på Eufrats vatten gentemot nedströms liggande Syrien och Irak och konflikten mellan Israel och dess grannar, som i mycket stor utsträckning handlar om kontrollen av den knappa vattenresursen (Gleick 1992, 1993 a, Lowi 1992, McCaffrey 1993). Mindre akuta konflikter finns på närmare håll i några av Europas transnationella flodbassänger (Donau, Rhen).

En viktig slutsats av projektet är att de regionala konflikterna kring land, vatten, fiske etc. i det medelsiktiga perspektivet 3-4 decennier in på nästa sekel av allt att döma har större säkerhetspolitisk relevans än de globala problemen. I den mån de globala miljöproblemen blir relevanta för den säkerhetspolitiska diskussionen (Gleick 1989, 1990), är det alltså på längre sikt. Det är också väsentligt att notera att miljö- eller resurs-

problemet inte får ses isolerat. Befolkningstillväxt och ojämn fördelning av samhällets resurser är centrala faktorer bakom de konflikter som har uppträtt.

Resurs- och miljöproblemens säkerhetspolitiska implikationer ligger alltså under överskådlig tid på det regionala planet. I den mån problemen berör stormakter (se exempelvis Smil 1992, Goldstone 1992) eller konflikterna sprids via det internationella politiska systemet, kan naturligtvis även stater på större avstånd från ursprungsområdet komma att beröras.

3.3 Kostnader för åtgärder

Miljöpolitiska åtgärder kan påverka ekonomin på flera olika sätt (OECD 1985). Investeringar i miljöförbättringar konkurrerar med andra investeringar, vilket kan leda till en långsammare tillväxt. Regleringar tenderar också av politiska skäl att bli mer långtgående i växande sektorer med god lönsamhet än i stagnerande, varvid effekten på den ekonomiska tillväxttakten kan bli större.

I den mån regleringarna påverkar exportnäringar påverkas också bytesbalansen; denna terms-of-trade-effekt kan leda till betydande strukturanpassningskrav (se Bergman 1992 för exempel).

Regleringarna kan också påverka konkurrensförhållanden på den inhemska marknaden, om utländska producenter inte bedömer det som lönsamt att anpassa produkter till nationsspecifika krav (Bourdet 1989). Mycket arbete har under senare lagts ned på att undanröja denna typ av icke-tariffära handelshinder, både inom EG/EU och multilateralt (GATT:s TBT-kod). Inte desto mindre kan denna typ av medvetna eller omedvetna konkurrensbegränsningar leda till betydande samhällsekonomiska kostnader.

Att skatta de samhällsekonomiska kostnaderna förbundna med regleringar av olika slag är ett svårt problem. Huvuddelen av de studier som gjorts internationellt (se den nämnda översikten OECD 1985) och på svenska data (Wibe 1986, 1990) ger dock vid handen att kostnaderna i form av utebliven ekonomisk tillväxt varit måttliga; OECD-översikten ger ett spann på 1.1 procents förlust av BNP över aderton år (USA) till ett positivt tillskott på 1.5 procent över tio år (Norge). De långsiktiga effekterna på tillväxten är över lag mindre gynnsamma än de kortsiktiga. Negativt är att inflationen stimuleras; samtidigt förefaller sysselsättningen ha påverkats positivt av investeringsaktiviteten.

En försiktig slutsats av de makroekonomiska analyserna är alltså att miljöregleringarna under senare decennier inte införts snabbare än att industrin hunnit anpassa sig huvudsakligen genom teknologisk utveckling. Detta utesluter naturligtvis inte att framtida miljöregleringar kan ha mer kännbara effekter.

4 Miljöproblem i globalt och svenskt perspektiv

4.1 Människan som förändringsfaktor

För 10 000 år sedan uppgick jordens befolkning till omkring 10 miljoner människor (Whitmore m.fl. 1990). Vid mitten av nästa sekel bedöms befolkningstalet ha nått nivån 10 miljarder. Parallellt med detta tusenfaldigande av populationen har livsformerna förändrats radikalt, från samlar-jägar-samhällenas till de jordbruksbaserades, sedermera de urbaniserade och industrialiserade samhällenas. Kombinationen av befolkningsökning och förändrade levnadssätt har gjort människan till en förändringsfaktor av global betydelse.

Några exempel kan få illustrera vidden av förändringarna. I förhållande till det föragrara tillståndet har uppskattningsvis 8 miljoner kvadratkilometer *skogsmark* (ca 15 procent av den ursprungliga ytan) omvandlats, huvudsakligen till jordbruksmark. Mer än tre fjärdedelar av denna förändring har skett under de senaste 300 åren.

Den naturliga globala cirkulationen av *svavel* omfattar omkring 150 miljoner ton per år. Vid sekelskiftet 1900 var människans bidrag i stort sett noll; i dag är det av samma storleksordning som det naturliga.

Färskvatten är en livsviktig resurs. Nederbörden över land uppskattas till totalt 119 000 kubikkilometer årligen; av detta återgår drygt 70 000 kubikkilometer till atmosfären genom avdunstning (Gleick 1993 b, kap. 2). En stor del av återstoden är av olika skäl svår att utnyttja för människan. För 300 år sedan uppgick den totala vattenanvändningen till omkring 100 kubikkilometer; i dag uppskattas den till 3 600 kubikkilometer. I förhållande till den totala nederbörden är detta uttag fortfarande måttligt - 3 procent - men med hänsyn till tillgänglighetsfaktorn är det betydande.

Kates m.fl. (1990) har i ett försök att skatta storleksordningen av de antropogena förändringarna studerat tio indikatorer över tiden, med koncentration på de senaste 300 åren. Vid sidan av befolkningstalet har man tre resursanvändningsindikatorer (avskogning, vattenanvändning och minskning i artrikedom bland landlevande ryggradsdjur), mått på bidragen till fyra olika kemiska cykler (kol, svavel, fosfor och kväve) och två föroreningsindikatorer (utsläpp av bly och koltetraklorid). För två av dessa - avskogningen och biodiversiteten bland landryggradsdjuren - nåddes hälften av dagens förändringsnivå under 1800-talet. För kolut-

släppen nåddes denna nivå 1920, medan alla de övriga har nått den efter det andra världskriget.

Intressant är också att jämföra hur förändringstakten ändrats under efterkrigstiden, dvs. om förändringen accelererar eller retarderar. Jämför man läget 1955 med 1980, finner man en högre förändringstakt 1980 för omkring hälften av indikatorerna och en lägre för den andra hälften. Till den förra gruppen hör bland andra avskogning, vattenförbrukning och utsläpp av kol, kväve och fosfor. Till den senare gruppen, inom vilken förändringstakten alltså minskat, hör biodiversitet bland däggdjur och utsläpp av svavel och bly.

Relationen mellan antropogena och naturliga flöden av olika substanser är inget direkt mått på de risker som är förbundna med en viss störning, men den kan inte desto mindre tjäna som uppslagsända till en fördjupad diskussion. Att flöden och halter som är små i *absoluta* tal kan få betydande effekter visar exemplet ozonpåverkande substanser. Det av människan styrda flödet av koldioxid till atmosfären är litet i förhållande till lagret av kol i mark, vatten och atmosfär men kan ändå ackumulerat ha långtgående konsekvenser.

Det är också väsentligt att beakta den stora *regionala variationen* som olika miljöindikatorer uppvisar. Medan avskogningen fortskrider med en takt av omkring 1 procent per år i många utvecklingsländer, ökar virkesstocken i de svenska skogarna för närvarande och kommer sannolikt att göra det i flera decennier framöver. Vattentillgången innebär ingen restriktion på samhällsutvecklingen i industriländerna i de tempererade eller subboreala zonerna, medan den håller på att utvecklas till en konfliktfaktor av betydelse i bl.a. Mellersta Östern och delar av Nordafrika.

4.2 Miljöproblem i globalt perspektiv

Befolkningstillväxt

Världens befolkning uppskattades 1991 till 5,35 miljarder (World Bank 1993). Demografiska prognoser är notoriskt svåra att göra, men relativ enighet råder om att befolkningen år 2025 kommer att ligga i intervallet $8 \pm 0{,}5$ miljarder. Därefter ökar av naturliga skäl spridningen. FN-studien *Long-Range World Population Projections* (United Nations 1993) arbetar med ett medelalternativ i vilket befolkningstalet planar ut under andra halvan av 2000-talet på nivån 10 miljarder, men högtillväxtalternativen ger väsentligt högre nivåer och i vissa fall inte ens en utplaning under nästa sekel.

Som framgått av genomgången ovan är människans påverkan på miljön en kombinerad effekt av ökad befolkning och ökad miljöpåverkan per capita. Det är inte meningsfullt att hävda att någon av dessa båda faktorer skulle vara viktigare än den andra. Inte heller är det särskilt meningsfullt att hävda att befolkningstalet i sig skulle vara ett större problem i utveck-

lingsländerna; belastningen per capita på den globala miljön är i allmänhet högre i industriländerna.

Urbanisering

Inte bara befolkningens storlek utan också dess geografiska lokalisering spelar roll för miljöbelastningens nivå och karaktär. Urbaniseringen är nära sammankopplad med industrialiseringen och går nu mycket snabbt i utvecklingsländerna. År 1970 bodde 35 procent av världens befolkning i städer; 1991 hade den siffran stigit till 51 procent (World Bank 1993). I många länder har denna utveckling tagit okontrollerade former. Utvecklingen av städernas infrastruktur - vatten, avlopp, kommunikationer - har inte hållit jämna steg med befolkningstillväxten, vilket lett till akuta problem i hanteringen av färskvattenförsörjning och sanitära frågor, dålig luft till följd av trafikbelastningen m.m.

Dessa risker drabbar själva stadsbefolkningen. Men en aspekt på urbaniseringen är extern till sin karaktär; den leder till en omfattande förändring av näringsflödena, som så småningom belastar floder och kusthav. Det kustnära fisket spelar i många utvecklingsländer en viktig roll i proteinförsörjningen, och störningen kan därför få direkta konsekvenser för födointaget och hälsotillståndet.

Markanvändning

Mark är jämte vatten och utsäde den centrala produktionsfaktorn i *jordbruket* och därmed av vital betydelse för befolkningens överlevnad. I den massmediala rapporteringen figurerar ofta mått på jorderosionens omfattning i ton per år eller liknande. Sådana siffror är i sig inte särskilt meningsfulla; de måste relateras till existerande lager, nybildningstakt m.m. för att ge någon indikation på om produktiviteten långsiktigt hotas av de pågående processerna.

Crosson & Andersson (1992) gör en övergripande bedömning av markresursens kvantitet och kvalitet i perspektivet fram till 2030, mot bakgrund av de stigande krav på jordbruksproduktionen som befolknings- och standardutvecklingen reser. De förutser en 97-procentig ökning av konsumtionen av spannmål. Huvuddelen av ökningen - 91 procent - bedöms falla i utvecklingsländerna. En viktig drivkraft vid sidan av befolkningstillväxten är det ökande inslaget av animalier, som hänger samman med den stigande levnadsstandarden.

För att möta denna växande efterfrågan krävs både ökad insats av produktionsfaktorer och högre produktivitet. När det gäller markresursens *kvantitet* ger bruttosiffrorna ingen omedelbar anledning till oro. Dagens odlade areal uppgår till omkring 1,5 miljarder hektar, och en ungefär lika stor area bedöms kunna tas i bruk. Problemet är dels att mycket av denna areal ligger fel till i förhållande till befolkningen, dels att det rör

sig om mark med lägre produktivitet där annan markanvändning konkurrerar. Crosson & Anderson bedömer att omkring 25 procent av den ökande efterfrågan kan mötas med insats av ny mark. Asien är den världsdel där expansionsmöjligheterna är minst, medan situationen bedöms vara bättre i Latinamerika och Afrika söder om Sahara.

Vad beträffar *kvaliteten* på jordbruksmarken är kunskapsläget otillfredsställande. Ett gott grepp om erosionstakten och dess effekter på markens produktivitet har man egentligen bara i USA, där problemet i stort bedöms vara under kontroll. På många andra håll i världen är situationen mer problematisk, men Crosson & Anderson gör ändå bedömningen att erosionen inte adderar särskilt mycket till den börda som efterfrågeökningen innebär.

Till bilden hör att erosionen kan ha effekter av annat slag än sänkt produktivitet i jordbruket. Transport av stora mängder slam som sedimenterar i dammar kommer att förkorta livslängden på åtskilliga större dammprojekt, med betydande kostnader som följd. Övergödsling och förändrad fauna är andra negativa sidoeffekter av erosionen.

Även *skogsmarken* är på många håll utsatt. Avskogningstakten uppskattas för närvarande till 0.9 procent av arealen i de tropiska länderna. Variationerna mellan länderna är stora; takten är hög (4-6 procent) i länder som Elfenbenskusten, Nigeria och Paraguay, medelhög i Brasilien och Indonesien och låg (0.12 procent) i Zaire. Den planterade ytan uppskattas till 2-3 miljoner hektar per år, eller omkring 15 procent av den avskogade arealen.

Blott 17 procent av den avverkade skogen går till industriell användning. De viktigaste faktorerna bakom avverkning är röjning för uppodling och lokal bränsleefterfrågan. Av den industriellt använda kvantiteten exporteras 31 procent som timmer eller produkter; detta motsvarar alltså blott 5-6 procent av avverkningen (Burgess 1993).

Konsekvenserna av avskogningen, antingen den är medveten eller resultatet av icke-uthålligt skogsbruk, är betydande. Erosionen ökar. Biodiversitet går förlorad. Om den avverkade arealen är stor, kan det regionala klimatet påverkas, så att en rekonstruktion av skog tar mycket lång tid (se bidrag i Dickinson (ed.) 1987).

Vatten: kvantitet och kvalitet

Av den totala färskvattenförbrukningen i världen, mellan 3 000 och 4 000 kubikkilometer, står jordbruket för den absoluta huvuddelen - 69 procent (World Resources Institute 1992). De 16-17 procenten av jordbruksarealen som är bevattnade ger omkring en tredjedel av produktionen. En allmän bedömning är att vattenutnyttjandet i dagens bevattningssystem över lag är ineffektivt. Det finns alltså en betydande potential för förbättringar. Många hinder ligger dock i vägen, varav kapitalbrist torde vara ett av de viktigare. Historiska misstag har lett till betydande

problem; många jordar lider av saltanrikning och vattensjuka, vilket negativt påverkar avkastningen på investeringarna.

Jordbrukets vattenanvändning är emellertid bara en, om än viktig, faktor bakom knapphetsproblemen. Snabb befolkningstillväxt i länder med arida eller semiarida klimat gör att man på flera håll i världen närmar sig en situation präglad av mer eller mindre permanent vattenbrist (Falkenmark m.fl. 1990, Falkenmark & Lindh 1993). Ett 20-tal länder har redan i dag en tillgång på färskvatten under 1 000 kubikmeter per person och år, vilket bedöms som en allvarlig restriktion. Ytterligare ett 20-tal länder har en tillgång på mellan 1 000 och 2 000 kubikmeter per person och år.

De huvudsakliga hoten mot *vattenkvaliteten* kommer från avfall från hushåll och industri och från mänsklig avföring. Uppskattningsvis 1 miljard människor har inte tillgång till riskfritt dricksvatten. Avloppsvatten från bebyggelse och industrier går på många håll orenat ut i floder och kustvatten. I absoluta tal har antalet människor utan tillgång till rimliga sanitära installationer ökat mellan 1980 och 1990 (World Bank 1992, kap. 3).

Mängden löst syre i vattnet är en annan kvalitetsindikator. Vatten med låga halter är inte hälsovådligt, men de ekonomiska konsekvenserna kan bli betydande, eftersom förutsättningarna för det akvatiska livet försämras. Såväl avloppsvatten som näringsläckage från jordbruk ligger bakom de sjunkande syrehalter som observerats under 1980-talet i låginkomstländerna.

Haven

När det gäller föroreningssituationen i haven är skillnaden stor mellan innanhav och kusthav å ena sidan och världshaven å den andra. I innanhav som Medelhavet och Östersjön är effekterna av mänsklig påverkan på miljön mycket tydliga i form av övergödsling och förändringar i flora och fauna. I världshaven är det på grund av den stora volymen svårt att detektera av människan förorsakade förändringar. Syntetiska organiska föreningar och radioaktiva nuklider har dock påvisats i förhöjda halter. Bland naturligt förekommande substanser gäller detta bara bly (Jickells m.fl. 1990).

En lättobserverad förändring är att populationerna av marina däggdjur minskat. Som nämndes ovan har dock förändringstakten minskat under efterkrigstiden.

De kustnära zonerna uppvisar speciella problem. Marina miljöer som korallrev, mangroveskogar och kustlaguner spelar stor roll för havens produktion av fisk och skaldjur. De är på många håll utsatta för allvarlig stress.

Atmosfären

Atmosfären påverkas av mänskliga aktiviteter både lokalt och globalt. Beträffande den lokala luftkvaliteten finns numera relativt goda och heltäckande mätdata för halten av svaveloxider, bly, sotpartiklar m.fl.

Det är beträffande de lokala luftföreningarna som man varit mest framgångsrik med begränsande åtgärder i industriländerna, vilket återspeglas i sjunkande halter på senare år (se exempelvis Graedel & Crutzen 1990). I utvecklingsländerna däremot steg halten av både partiklar och svaveldioxid i stadsluften under 1980-talet (World Bank 1992, kap. 3). Mer än 1 miljard människor lever i städer med halter av dessa båda föroreningar som anses oacceptabla enligt WHO:s rekommendationer. *Försurning* håller nu på att bli ett storregionalt miljöproblem i många utvecklingsländer (se vidare kap. 7).

Till bilden hör att inomhusluften i utvecklingsländer framför allt till följd av primitiv vedeldning har mycket låg kvalitet.

Situationen vad gäller den *globala* påverkan på atmosfären är i flera avseenden mer problematisk än när det gäller den lokala eller regionala. Detekteringen av förändringar är svårare och kännedomen om vilka processer som är centrala är över lag sämre. Trögheten är dessutom större, vilket gör att längre tid förflyter mellan påverkan och effekt.

Halogenerade kolväten (eller klorfluorkarboner, CFC) har under 1900-talet kommit att användas inom en rad områden, bl.a. som kylmedium, för skumblåsning och som industriella rengörings- och lösningsmedel. De första kylmedia som användes var eldfarliga och toxiska, vilket ledde till utvecklingen av CCl_2F_2 (i dag känt som CFC-12). Det attraktiva med den nya föreningen var dess stabilitet. Ironiskt nog var det alltså en medveten tillämpning av en sorts försiktighetsprincip som så småningom ledde till ett betydande globalt miljöproblem.

Den första indikationen på att ett problem var för handen kom med Lovelocks mätningar av halten av CFC-11 i början av 1970-talet. En jämförelse med de uppskattade utsläppta mängderna visade att litet eller inget av föreningen brutits ned och att den stabila föreningen ackumulerades i atmosfären. År 1974 föreslog Stolarski & Cicerone och Molina & Rowlands oberoende att de i troposfären stabila föreningarna bryts ned i stratosfären och att det frigjorda kloret medverkar i en katalytisk reaktion som omvandlar ozon till syre. Vid mitten av 1980-talet kom en experimentell bekräftelse på att ozonlagret över Antarktis faktiskt uttunnats (Farman m.fl. 1985). Det är svårt att bevisa ett direkt orsakssamband mellan utsläppen av ozonnedbrytande ämnen och de uppmätta variationerna, men bred enighet råder om att ett sådant samband föreligger och att den lanserade modellen ger en korrekt bild av förloppen.

Ett uttunnat ozonskikt leder till ökat infall av ultraviolett strålning i det ultravioletta våglängdsområdet mellan 200 och drygt 300 nanometer. Det är framför allt området mellan 290 och 320 nanometer (det s.k. UV-B-området) som är av intresse, eftersom levande organismers känslighet för UV-strålning ökar kraftigt i detta intervall. Negativa effekter finns be-

lagda på människor (olika hudcancerformer, huvudsakligen godartade), växter (minskad avkastning för jordbruksgrödor) och marina ekosystem (sänkt produktion) (Graedel & Crutzen 1993, kap. 14).

Vid sidan av de ozonnedbrytande substanserna har potentiellt *klimatpåverkande ämnen* under senare år tilldragit sig det största intresset. En detaljerad genomgång av problemet görs i kap. 6.

4.3 Miljöproblem i svenskt perspektiv

Naturvårdsverket har i sin översikt *Ett miljöanpassat samhälle* (SNV 1993) centrerat beskrivningen av miljötillståndet i landet kring ett 10-tal problemområden. Förutom de globala problemen med ozonnedbrytande substanser och klimatpåverkan gäller det mark- och vattenanvändningens konsekvenser, tätorternas luft- och bullerproblem, övergödsling, försurning, marknära ozon och andra fotokemiska oxidanter, metaller i miljön och organiska miljögifter.

Mark- och vattenanvändning

Mer än hälften av Sveriges yta är täckt av *skog*. Förändrade skogsbruksmetoder har under lång tid lett till förändringar i beståndens åldersammansättning, homogenitet m.m. Detta påverkar vissa arter negativt. Dikning, kalavverkning och i viss utsträckning gödsling har ökat läckaget av närsalter till sjöar, vattendrag och kusthav.

Även *jordbruksmarken* har påverkats av förändrade produktionsmetoder. Produktionsförmågan har ökats genom dränering, kalkning och gödsling. Variationen i landskapet har minskat genom att öppna diken, gärdsgårdar och åkerholmar har eliminerats till förfång för vissa arter. Ängs- och hagmarker, som tidigare spelade stor roll för kreatursh̊llningen och som också varit bärare av en stor del av biodiversiteten, har i stor utsträckning ersatts av vallodling eller spannmål, för vilken avsättningen varit garanterad. Å andra sidan har den igenväxande åkermarken gynnat vissa arter.

Främmande arter har införts i landet för att de varit ekonomiskt intressanta - *Pinus contorta* och minken är exempel - eller av andra skäl, ibland ofrivilligt. Sådana förändringar kan påverka den naturliga genetiska diversiteten negativt.

Naturvårdsverket pekar också på utvinningen av *ändliga resurser* - gruvdrift, täkt av naturgrus och andra material - som ett potentiellt miljöhot.

Tätorternas luft- och bullerproblem

Luftföroreningar påverkar människors hälsa genom förhöjd risk för luftvägsinfektioner och allergier, i vissa fall cancer. Vissa ämnen kan också påverka byggnader och installationer ovan eller under mark.

Luftkvaliteten i de svenska tätorterna är god i internationell jämförelse. Svaveldioxid- och sothalterna har minskat kraftigt under de senaste två decennierna. Problem finns med kväveoxider, ozon, vissa kolväten och partiklar.

Bullret är för många fortfarande ett problem. Omkring 1,6 miljoner människor har en bullernivå vid bostaden som inte anses acceptabel, vilket innebär en halvering sedan år 1970.

Båda lokala källor och långväga transporter påverkar situationen. Utländska källor är särskilt betydande för svaveloxid-, sot- och ozonhalterna.

Övergödsling

En ökad tillgång på växtnäring påverkar i dag både mark och vatten. Kvävenedfallet berör främst skogsmarken, eftersom depositionen där ofta ligger i närheten av och ibland överstiger vad skogen kan tillgodogöra sig. Hittills har effekten mest varit ökad tillväxt, men på sikt kan näringsbalansen störas och trädens vitalitet försämras.

Grundvatten och ytvatten påverkas negativt av framför allt läckage från jordbruksmark. Omkring 100 000 människor uppskattas dricka vatten med nitrathalter över den rekommenderade gränsen. Ett stort antal insjöar är övergödslade. Efter utbyggnaden av reningsverken är det framför allt jordbruket och andra diffusa källor som är huvudproblemet.

I kustvattnen och Östersjön som helhet yttrar sig övergödslingen genom algtillväxt, syrebrist, skadad bottenfauna och på vissa håll fiskdöd. Både svenska och utländska källor är i varierande grad viktiga.

Försurning

Försurningen var ett av de tidigast upptäckta miljöproblemen i Sverige. Försurningen av sjöar har redan lett till att ett antal arter försvunnit. Betydande framtida skogsskador kan inte uteslutas. Problemet behandlas utförligare i kap. 7.

Marknära ozon och andra fotokemiska oxidanter

Höga halter av ozon nära marken kan skada växter och påverka människors hälsa. Ozon bildas lokalt, men betydande tillskott kommer från

kontinenten framför allt sommartid. Halterna varierar starkt i tid och rum beroende på väderförhållandena.

Bakgrundshalterna av marknära ozon har ökat i både Sverige och övriga Europa under de senaste decennierna.

En reaktion som är central för ozonbildningen är oxidationen av metan till koldioxid. Om den reaktionen sker i miljö som är rik på kväveoxider, kommer ozon att bildas; i annat fall förbrukas ozon (Graedel & Crutzen 1993, kap. 8). Kväveoxider och flyktiga organiska ämnen kan därmed bidra till bildningen av ozon och andra s.k. fotokemiska oxidanter. Kväveoxiderna är huvudorsaken bakom de höjda bakgrundshalterna av ozon, medan både kväveoxider och organiska ämnen ligger bakom de tillfälliga episoderna med höga halter.

Metaller

De metaller som i första hand medför utbredda risker för miljön är *bly, kadmium och kvicksilver*. Problemet sammanhänger med försurningen så till vida att ett sänkt pH-värde ökar metallhalterna. I södra Sverige har halterna i skogsmark ökat mellan tre och tio gånger sedan förindustriell tid. Bland sjöar och vattendrag är det framför allt de försurade som uppvisar höga värden. I Östersjön är halterna lägre.

Utsläppen av *bly* har minskat mycket kraftigt i Sverige och Västeuropa. Fortfarande ligger de dock över vad som krävs för att ge en stabil nivå i skogsmark.

Kadmium är ett problem framför allt på åkermark, där bidragen från handelsgödsel och luftdeposition är ungefär lika stora. På vissa jordar krävs en halvering av tillförseln för att ackumulationen skall avbrytas.

Dagens deposition av *kvicksilver* härrör framför allt från utländska källor. Det finns stora mängder kvicksilver bundet i marken, varför minskad deposition bara på lång sikt ger sänkta halter i exempelvis fisk.

Till den geografiskt utbredda påverkan från de tre nämnda metallerna kommer också lokala störningar från exempelvis gruvdeponier och andra avfallsupplag. Det finns också mycket stora mängder metaller lagrade i teknosfären - byggnader, produkter etc. - som förr eller senare riskerar att börja cirkulera i den yttre miljön och förorsaka skador. Dessa reservoarer är mycket större än de kända utsläppen, men effekterna beror självfallet av i vilken takt metallerna frigörs.

Organiska miljögifter

Ett mycket stort antal syntetiska organiska ämnen cirkulerar i dag i teknosfären och den yttre miljön. Vissa av dessa är medvetet skapade, medan andra uppstår oplanerat exempelvis vid förbränning. Bland de substanser som är skadliga för människa eller miljö finns det särskild anledning att vara uppmärksam på de långlivade, eftersom de ackumuleras och därmed

på sikt kan ge skador även om de årliga utsläppen är små. Det tar också lång tid innan minskade utsläpp ger effekt.

De flesta långlivade organiska ämnena är fettlösliga och anrikas i vävnader. Den livsprocess som visat sig vara mest känslig har i de flesta fall varit fortplantningen. DDT och PCB har påverkat säl, utter och vissa rovfåglar, de senare genom förtunning av äggskalen. Störd fortplantning bland flera fiskarter har rapporterats de senaste åren, men där är källan för närvarande inte fastställd med säkerhet.

För vissa välkända långlivade föreningar har man i dag en någorlunda god bild av spridningsvägar och effekter. För många nya ämnen är situationen mindre gynnsam. Användningen ökar inom vanligt förekommande produkter, byggnader etc., varför också upplagringen ökar.

4.4 Summering

Miljösituationen i Sverige och på andra håll i världen skiljer sig i flera viktiga avseenden. En generell och uppenbar olikhet gäller problemens *svårighetsgrad*: de miljörelaterade problemen utgör i utvecklingsländerna ett mer direkt hot mot liv och hälsa. Förorenat vatten och industriella utsläpp av toxiska ämnen har lätt observerbara konsekvenser för sjukdomsfrekvens och förväntad livslängd i dessa länder, vilket knappast är fallet i de mest utvecklade industriländerna.

För andra typer av miljöproblem kan situationen vara annorlunda. Exempelvis har ett modernt industrialiserat skogsbruk bedrivits under längre tid i industriländer som Sverige eller Kanada. Påverkan på skogsbiotoperna är därigenom mer genomgripande än i länder som befinner sig i inledningen till denna process. Industrialiseringsprocessen går å andra sidan mycket snabbt i den senare gruppen.

Miljöpåverkan har också olika *karaktär* i de båda grupperna av länder. Grovt sett tenderar den snabba befolkningstillväxten i utvecklingsländerna framför allt att påverka den lokala och regionala miljön; konkurrens om marginella jordar, avskogning och sanitära problem i storstadsområden är indikatorer på det. I industriländerna tenderar miljöproblemen att vara mer diffusa; det industriella produktionsmönstret, förändrade metoder inom jordbruket och inte minst ett mycket stort antal syntetiska substanser som kommer in i naturliga kretslopp är alla faktorer som gjort miljöpåverkan mindre geografiskt avgränsad.

Industrialiseringen av utvecklingsländerna kommer under en övergångsperiod att leda till ökad miljöpåverkan av det senare slaget, samtidigt som befolkningstrycket på den lokala och regionala miljön består åtminstone tills stigande levnadsstandard och utbildningsnivå hunnit återverka på födelsetalen. För länder i låg- eller medelinkomstskiktet pekar alltså både befolknings- och konsumtionsfaktorn mot ökad miljöbelastning.

De *globala* miljöproblemen berör definitionsmässigt både industri- och utvecklingsländer. Det är dock väsentligt att beakta den regionala variationen. Bland såväl industriländer som utvecklingsländer finns nationer

som kan påverkas kraftigt om exempelvis en klimatförändring blir verklighet. De förra har naturligtvis bättre förutsättningar att möta eventuella förändringar.

5 Beslut under osäkerhet

De flesta beslut sker under osäkerhet. Den kan gälla den yttre omgivningen, t.ex. klimatförhållanden eller världsmarknadspriser, egenskaper hos det system man fattar beslut om, t.ex. tekniska prestanda hos olika komponenter i transportsystemet, beteendeförändringar vid ändrade relativpriser, ändrade värderingar i framtiden och mycket annat. Denna osäkerhet bör i allmänhet få effekt på de beslut som fattas.

5.1 Begrepp

Osäkerheten har många källor och kan vara av olika natur beroende på källan. Några vanliga distinktioner är:

- *strukturerad/ostrukturerad*: strukturerad osäkerhet föreligger om utfallen kan beskrivas någorlunda precist;
- *risk/egentlig osäkerhet*: man talar om risk när utfallen inte bara kan beskrivas utan också åsättas sannolikheter. Risk innebär alltså alltid strukturerad osäkerhet;
- *upplösbar/genuin osäkerhet*: osäkerheten är upplösbar om den kan reduceras genom informationsinhämtning före det beslut som skall fattas, annars genuin;
- *antagonistisk/icke-antagonistisk*: om mer än en beslutsfattare är involverad i problemet och dessa har motstridiga intressen, föreligger antagonistisk osäkerhet.

Exempel

Väderprognoser på kort sikt (dygn) kan numera göras med relativt hög precision. För längre tidshorisonter är man hänvisad till statistik rörande temperatur, nederbörd m.m. Om bindande beslut rörande någon väderberoende aktivitet måste fattas något dygn i förväg, föreligger alltså väl strukturerad, genuin, icke-antagonistisk osäkerhet (risk). Detsamma gäller ett beslut om förläggning av olympiska spel, även om tidshorisonten då är flera år och osäkerheten beträffande väderförutsättningarna blir större. Om å andra sidan ett byggföretag planerar en större gjutning och önskar vissa specifika väderförutsättningar för att lyckas väl, kan det få en lokal

högprecisionsprognos med några timmars horisont. I detta fall är osäkerheten alltså upplösbar.

Enligt en hypotes som framförts av bland andra Broecker (1987) skulle förändringar i temperatur förorsakad av exempelvis variationer i solinstrålning kunna utlösa ändringar i världshavens strömningsmönster. De tänkbara alternativen är relativt väl kända men inte hur stora störningar som krävs för att utlösa dem. Därmed kan de olika utfallen inte åsättas sannolikheter även om man känner störningarnas förlopp i tiden. Osäkerheten är alltså strukturerad men egentlig.

Introduktion av ny teknik kan få långtgående konsekvenser för levnadsmönster och sociala förhållanden. Det går knappast att beskriva det möjliga utfallsrummet på ett hanterligt sätt. Osäkerheten är alltså ostrukturerad.

Antagonistisk osäkerhet förekommer framför allt inom den säkerhetspolitiska sfären. Exempel utanför det militära området i snäv mening kan gälla riskerna för embargon på viktiga råvaror eller konkurrens om knappa vitala resurser som färskvatten.

5.2 Hantering av osäkerhet

Ofta tas inte osäkerheten i beslutsunderlaget i beaktande, utan man fattar beslut som om full kunskap förelåg. I vissa fall kan detta också visas vara den väg som bör följas (*certainty equivalence*), men det normala är att man bör modifiera sina beslut med hänsyn till den begränsade kunskap man har. Man skiljer mellan *passiva* och *aktiva* metoder.

5.2.1 Passiva metoder

Om osäkerheten är strukturerad, t.ex. i form av några olika tänkbara värden på parametrar, är första steget i en undersökning av osäkerhetens betydelse för beslutsproblemet normalt någon typ av känslighetsanalys. Antaganden beträffande parametrar som ekonomisk tillväxttakt, elasticiteter, tekniska prestanda och liknande varieras (medel, låg, hög etc.), och resultatets variation observeras. Man bör ha klart för sig att alla osäkra parametrar bör varieras oberoende av varandra, vilket under ofta förekommande osäkerhet mycket snabbt ger ett ohanterligt stort antal fall att undersöka. En medelstor datormodell kan typiskt innehålla 100 osäkra parametrar, vilket med tre tänkbara värden på var och en ger 3^{100} eller omkring 10^{48} fall, något som är helt otänkbart att analysera.

Om antalet utfall och antalet handlingsalternativ är ändligt (från praktisk synpunkt ingen inskränkning), kan samspelet mellan alternativval och parameterutfall åskådliggöras i en matris. Om alternativen kallas a_i, i =

1, 2, ..., m, och utfallen kallas h_j, j = 1, 2, ..., n, kan kombinationen beskrivas i matrisen u_{ij}, där u_{ij} är nyttan (eller - u_{ij} är kostnaden) förknippad med val av alternativ a_i om utfallet blir h_j. Denna teknik för sortering är användbar även vid ostrukturerad osäkerhet, då tänkbara utfall beskrivs med hjälp av scenarier.

Beroende på förutsättningar och attityd till osäkerhet kan man överväga bland andra följande kriterier för att välja handlingsalternativ:

1. *Maximera förväntad nytta*. Om risk föreligger, dvs. utfallen h_j kan åsättas objektivt skattade sannolikheter p_j, blir den förväntade nyttan av alternativet a_i $p_1u_{i1} + \ldots + p_mu_{im}$. Välj det alternativ som maximerar den förväntade nyttan.
2. *Bernoulli-kriteriet*. I avsaknad av uppmätta sannolikheter kan man försöka uppskatta subjektiva värden och förfara som under 1.
3. *Laplace-kriteriet*. Med ännu mindre information om de tänkbara utfallens relativa sannolikhet kan man åsätta varje utfall lika hög sannolikhet (=1/m) och därefter förfara som under 1.
4. *Maximin-kriteriet* (eller Walds kriterium). Bestäm för varje alternativ a_i det utfall som ger lägst nytta u_{ij}. Välj det alternativ för vilket detta sämsta utfall blir högst (tekniskt uttryckt: sök max över alla i av (min över alla j av u_{ij})).
5. *Minimax-regret-kriteriet* (eller Savages kriterium). Bestäm, för varje kombination av alternativ och utfall, skillnaden s_{ij} mellan aktuellt alternativ och det bästa alternativet för utfallet i fråga. Denna skillnad är ett mått på den otillfredsställelse (regret) man i efterhand känner över att inte ha valt rätt alternativ. Bestäm därefter för varje alternativ det maximala värdet på s_{ij}. Välj det alternativ som har det minsta värdet på detta maximum.
6. *Mest sannolika utfall* (maximum-likelihood). Välj alternativ efter det utfall som bedöms som sannolikast.
7. *Maximax-kriteriet*. Välj det alternativ som ger högst u_{ij} för något utfall.

Ett mycket enkelt exempel får illustrera hur de olika kriterierna fungerar. Antag att vi har två tänkbara utfall (h_1, h_2) och två alternativ (a_1, a_2):

	h_1	h_2
a_1	1	5
a_2	3	2

Om sannolikheterna för respektive utfall är 0.8 och 0.2, blir det förväntade värdet av alternativ ett 1.8 och av alternativ två 2.8. Alternativ två ger alltså maximering av det förväntade värdet. Subjektivt skattade sannolikheter kan ge andra resultat; alternativ två är att föredra så länge sannolikheten för h_1 är större än 0.6. Laplacekriteriet ger värdet 3

respektive 2.5 på alternativen och kräver alltså val av alternativ ett. Maximinkriteriet kräver val av alternativ två.

Regret-matrisen får följande utseende:

	h_1	h_2
a_1	2	0
a_2	0	3

Alternativ ett ger minst värde på maximal regret. Även maximax-kriteriet kräver val av alternativ ett, medan maximum-likelihood-kriteriet ger alternativ ett så länge p_2 är större än 0.5, annars alternativ två.

5.2.2 Aktiva metoder

Medan de passiva metoderna tar osäkerheten för given och försöker göra det bästa möjliga av situationen, inriktas de aktiva metoderna på att förändra kunskapsläget eller alternativmängden på ett sådant sätt att utfallet har förutsättningar att bli bättre. Vilket utrymmet är för denna typ av metoder beror naturligtvis av situationen.

Osäkerheten kan i vissa fall *reduceras* eller *elimineras* genom ytterligare kunskapsinhämtning. Ibland kräver detta att man påverkar systemet, vilket kan skapa svåra avvägningssituationer mellan önskan att förbättra informationsunderlaget och att undvika kostnader för felaktiga åtgärder. I mer sällsynta fall kan man *dominera* osäkerheten. Exempelvis kan ett stort företag som känner sig hotat av en innovation framtagen i ett mindre företag köpa upp det mindre företaget.

Robusta eller *flexibla* alternativ är sådana som utan eller med endast små förändringar har godtagbart uppträdande i ett brett spektrum av utfall. Sökandet efter robusta alternativ ligger alltså nära maximin-kriteriets tonvikt på garantier mot riktigt ofördelaktiga utfall, med den skillnaden att den aktiva ansatsen bygger på utveckling av nya alternativ där så är möjligt.

Adaptiva lösningar är förberedda för att kunna anpassas i takt med att kunskapsläget förbättras. Man avstår alltså från att låsa beslutet i alla delar och bevarar handlingsfrihet för att minska risken för stora felgrepp. Detta kräver en noggrann planläggning av beslutssekvensen som anpassas till de tidpunkter när ny information förväntas föreligga. Exempel kan vara större objekt inom det militära försvaret. Ett stridsflygplan tar mycket lång tid att utveckla från första skiss till operativt system. Under denna tid sker en betydande utveckling av vapensystemen, vilket riskerar att leda till ett föråldrat system, om beväpningen utformas jämsides med flygplanet ("plattformen"). En möjlighet är därför att skjuta på valet av beväpning.

5.2.3 Osäkerhetshantering i praktiken

I praktiskt förekommande beslutssituationer kan de formaliserade metoderna användas i mycket varierande utsträckning. Det hör till undantagen att utfallen kan åsättas objektivt grundade sannolikheter på det sätt som krävs för att man skall kunna maximera den förväntade nyttan. Normalt kompliceras också bilden av ofullständig kunskap om vilka kausalsamband som råder.

Dessa och andra problem gör att man i praktiskt beslutsfattande ofta tillgriper olika tumregler anpassade till det aktuella området. På miljöområdet är bestämning av tillåtna gränsvärden för olika substanser ett vanligt förekommande beslutsproblem. Några av de centrala faktorerna man tar hänsyn till när man sätter gränsvärden för organiska ämnen är ämnets persistens, tendens att ackumuleras i biologiska organismer och dess giftighet (ekotoxicitet) (SNV 1987). Det är också av betydelse i vilka halter ämnet i fråga förekommer naturligt. Tänkbara riktmärken kan vara att haltpåslaget bör vara noll (exempel: persistenta organiska ämnen), att haltökningen inte får överstiga en viss procent av den naturliga halten (exempel: tungmetaller, växthusgaser) eller att halten inte får överstiga en viss procent av den nivå för vilken man belagt skadeeffekter. I det sistnämnda fallet får säkerhetsmarginalen bestämmas ad hoc.

Tumregler av detta slag kan ofta tolkas som mer eller mindre medvetna tillämpningar av maximin-kriteriet.

5.3 Diskussion

Här skall blott några generella synpunkter ges på hanteringen av osäkerhet; en mer detaljerad genomgång för varje särskilt fall i del II.

Som nämndes ovan förekommer det situationer när svaret på frågan vad som är optimalt agerande inte påverkas av förekommande osäkerhet (*certainty equivalence*). Detta får dock sägas höra till undantagen; normalt modifieras den optimala lösningen när osäkerhet introduceras.

Några exempel med anknytning till resurs- och miljöområdet kan få illustrera detta. En viktig tillämpning gäller optimal extraktionstakt av icke-förnybara resurser. Det kan visas (Pindyck 1981, Molander 1982) att extraktionstakten bör sänkas om framtida priser är osäkra, även om denna osäkerhet är symmetrisk (dvs. prisfluktuationerna uppåt och nedåt är lika stora). Ett liknande resultat (Berg 1992) är att optimal investeringsvolym i ett företag påverkas av osäkerhet beträffande framtida löner, produktivitet och investeringskostnader; med risk-obenägna ägare bör investeringsvolymen minska om företagets marknad varierar positivt med den allmänna tillväxtnivån.

Detta har mer än akademiskt intresse. Eftersom det fortfarande är relativt sällsynt att exempelvis ekonomiska modeller återger osäkerhet explicit, kan modellerna ge felaktiga indikationer om vad som är optimalt beteende.

Valet mellan beslutskriterier påverkas som framgått både av givna förutsättningar och attityd till risk. Maximax- och maximum-likelihood-kriterierna har normalt mindre intresse, det förra därför att det är väl optimistiskt, det senare därför att det inte utnyttjar all tillgänglig information. Minimax-regret-kriteriet är intuitivt tilltalande men har vissa nackdelar. Det kan visas bero av tillkommande alternativ även om dessa inte är aktuella som kandidater till bästa alternativ. Det kan också innebära ett betydande risktagande, om man vill försäkra sig om de möjliga vinsterna från ett mindre sannolikt utfall.

Motpolen i detta avseende utgör maximin-kriteriet, som ofta framstår som försiktigt i överkant. Den försiktighetsprincip (*precautionary principle*) som ofta refereras till i miljöpolitiska diskussioner kan sägas vara en tillämpning av detta kriterium. Drakoniskt tolkad riskerar principen att leda till allmän paralysi. Dess värde som beslutshjälpmedel framstår därför som osäkert.

Både i den direkta tillämpningen av maximin-kriteriet och i de mer utarbetade varianterna av flexibel och adaptiv planering måste man ha klart för sig att ökad säkerhet normalt för med sig ökade kostnader. Man kan se valet av ett robust alternativ eller tillskapad handlingsfrihet som en försäkringsåtgärd. Den ökade säkerheten måste motivera försäkringspremien.

Avslutningsvis bör det understrykas att valet mellan beslutskriterierna påverkas av *attityden* till osäkerhet. För kollektiva beslut kommer därför valet att få politisk karaktär; det går i de flesta fall inte att hävda att något förhållningssätt skulle vara mer rationellt än de övriga. Därför är det viktigt att diskussionen om val av beslutskriterium görs explicit.

6 Klimatfrågan

Växthuseffekten innebär att utgående värmestrålning från jordytan i viss utsträckning fångas upp i atmosfären, varför temperaturen i de lägre luftskikten blir högre än den annars skulle ha varit. Denna effekt är naturlig. Mänskliga aktiviteter av skilda slag - förbränning av fossila bränslen, jordbruk m.fl. - har emellertid lett till en *förstärkt* växthuseffekt. Vad diskussionen gäller är hur betydelsefull denna förstärkning är, vilka konsekvenser den kan få och vilka åtgärder som kan vara motiverade för att minska riskerna för allvarliga negativa konsekvenser.

6.1 Grundläggande samband

6.1.1 Klimatdynamik

Med *klimatsystemet* förstås normalt atmosfären, hydrosfären, geosfären, kryosfären (den frusna delen av jordytan) och biosfären (den levande materian), samt det inbördes samspelet dem emellan. Alla fem komponenterna påverkar klimatskeendet och påverkas av det.

Energibalans

Den huvudsakliga energikällan bakom klimatprocesserna är solstrålningen. Det är inte den enda; andra källor av någon betydelse är den strålningsenergi som frigörs vid radioaktivt sönderfall i jordens inre, kristallisationsenergi från flytande mineraler som övergår i fast form samt den potentiella energi som blev tillgänglig när materian i jordklotet en gång kondenserades. Den direkta effekten av dessa tre källor är dock liten i förhållande till solstrålningen. I genomsnitt över jordytan uppgår den till blott 0.08 watt per kvadratmeter (W/m^2) (Graedel & Crutzen 1993), att jämföra med solstrålningens genomsnitt, omkring 340 W/m^2. De har dock en betydande indirekt effekt, eftersom de driver kontinenternas rörelse (tektoniken), veckningar, vulkanutbrott m.m. De påverkar därmed villkoren för strömningen i hav och atmosfär; större vulkanutbrott kan därutöver ge ökningar av partikelhalten i atmosfären som märkbart på-

verkar intensiteten hos den solstrålning som når de lägre luftlagren och jordytan.

Som jämförelse kan nämnas att de av människan styrda kommersiella energiflödena motsvarar en energitäthet av 0.026 W/m^2 i genomsnitt över jordytan, eller knappt en tiotusendel av den infallande solstrålningens effekttäthet (baserat på Holdren 1992).

Solstrålningen ovanför atmosfären vinkelrätt mot strålningen har en intensitet av omkring 1 360 W/m^2, den s.k. *solarkonstanten*. Då jordens totala yta är fyra gånger så stor som dess tvärsnittsyta ($4\pi r^2$ respektive πr^2), fås i genomsnitt för jordytan det ovan givna värdet 340 W/m^2. Omkring 30 procent (100 W/m^2) av den infallande strålningen reflekteras i de övre luftlagren av moln, partiklar m.m., vilket ger ca 240 W/m^2 för jordytans och den lägre atmosfärens energibudget.

Beteckningen solarkonstant är en smula vilseledande, eftersom storheten varierar över tiden, beroende på förändringar i den utgående strålningen från solen och på jordens avstånd till solen. Energiflödet har visat sig ha samband med solfläcksintensiteten; perioder med många solfläckar har högre intensitet och vice versa.

En yttre faktor av stor betydelse för klimatet är också jordens egen rörelse i förhållande till solen. Jorden rör sig runt solen i en ellips med solen i ellipsens ena brännpunkt. Ellipsens excentricitet (ett mått på dess avvikelse från en rent cirkulär form) varierar långsamt, med perioder på ca 100 000 och 400 000 år. Vidare varierar jordaxelns lutning i förhållande till rörelseplanet, detta med en period på drygt 40 000 år. Dessutom roterar jordens läge i förhållande till solen vid midvintersolståndet med en period av drygt 20 000 år, så att solståndet ibland inträffar när jordens är längst ifrån solen, ibland när den är närmast.

Enligt den nu dominerande teorin för istidernas växlingar, Milankovitjteorin (se t.ex. Berger m.fl. 1984, Crowley & North 1991), är det ovanstående tre regelbundna växlingar som utlöser istiders början och slut. Kort uttryckt är det när de tre effekterna samverkat till att göra skillnaden mellan sommar och vinter så liten som möjligt som nedisningsförlopp påbörjats, och omvänt. Som exempel kan nämnas att solinstrålningen i juli på 60 graders nordlig bredd (dvs. i höjd med Uppsala eller Grönlands sydspets) var 35 W/m^2 högre för 10 000 år sedan än den är i dag (Rind m.fl. 1989).

Det bör noteras att så dramatiska förändringar som istiderna alltså utlöses av en ändring av instrålningens *fördelning* över jordklotet och över året, inte av variationer i den totalt inkommande genomsnittliga strålningen. Det understryker vikten av att beskriva den geografiska fördelningen av temperatur, nederbörd och andra storheter; genomsnittliga bilder kan vara vilseledande.

Växthuseffekten

Solens yttre har en temperatur på knappt 6 000 grader. Detta gör att den strålning som infaller mot jordatmosfären har högst intensitet vid våglängder i det synliga området runt 500 nanometer (nm; 1 nm = 10^{-9} m). En viss del av denna strålning reflekteras som nämnts, medan en del absorberas i atmosfärens övre skikt av exempelvis stratosfäriskt ozon. Eftersom jorden är i strålningsjämvikt, krävs att den energi som flödar in genom någon gränsyta, exempelvis tropopausen som skiljer den nedre delen av atmosfären (troposfären) från högre liggande skikt, balanseras av ett lika stort utgående flöde. Eftersom jorden har en väsentligt lägre temperatur än solen (en tjugondel av solens temperatur i absoluta grader, Kelvin, räknat), kommer den utgående strålningen att vara koncentrerad till längre våglängder, med maximum runt 10 000 nm. Strålningen med dessa längre våglängder absorberas i viss utsträckning på sin väg ut genom atmosfären och värmer denna; troposfären och jorden blir varmare. Detta är vad som kommit att kallas *växthuseffekten*. Termen är egentligen inte särkilt väl vald, eftersom temperaturhöjningen i ett växthus huvudsakligen beror på kraftigt minskad cirkulation.

Det viktigaste ämnet vad beträffar absorption av den utgående strålningen är inget av de vanligaste i atmosfären - kväve och syre - utan *vattenånga*. Vatten förekommer i atmosfären dels som vattenånga, dels i kondenserad form som moln. De spårgaser i atmosfären som framför allt kommit att förknippas med växthuseffekten - koldioxid, metan, dikväveoxid m.fl. - har totalt sett långt mindre betydelse, men är inte desto mindre viktiga. Att de har kommit i centrum för klimatdebatten beror på att människan genom olika aktiviteter bidragit till ökade halter av dessa spårgaser och därigenom skapat en *förstärkt växthuseffekt*.

Den naturliga växthuseffekten ger ett väsentligt bidrag till jordens klimat, även om det ofta beskrivs felaktigt. I många framställningar hävdas att jorden utan växthusgaserna skulle vara 33 grader kallare, vilket knappast är korrekt. Utan växthusgasen vattenånga skulle det inte heller finnas några moln, som avskärmar en betydande del av den infallande solstrålningen. Temperaturen på jorden skulle därför hamna i närheten av 0 grader eller omkring 15 grader lägre än nu. Dessutom skulle jordens reflektionsförmåga (albedo) påverkas, vilket ytterligare skulle förändra temperaturen.

Väsentligare är kanske att en diskussion av enbart in- och utgående strålning på genomsnittsbasis ger en skev uppfattning om vilka förlopp som faktiskt bestämmer klimatet. Värmeenergi kan generellt sett överföras genom ledning, strömning eller strålning. Från ledning kan man bortse i detta sammanhang, men strömningen är central för energibalansen. Eftersom områdena runt ekvatorn värms upp mest av den infallande solstrålningen, kommer värme att transporteras från dessa områden i riktning mot polerna via luft och hav. Havens roll i denna värmetransport har under senare år stadigt uppvärderats (Webster 1993); som illustration kan nämnas att vattnet i världshaven mellan ytan och några meters djup

har lika stor värmekapacitet som hela atmosfären. Längre från ekvatorn kan värmestrålningen lättare passera ut genom atmosfären, eftersom vatteninnehållet här är väsentligt lägre.

Värme transporteras också direkt från skiktet närmast markytan upp till de högre luftlagren. Utan dessa båda transportprocesser (advektion respektive konvektion) skulle jorden vara väsentligt varmare än den är. Uppskattningsvis tre fjärdedelar av växthuseffekten kyls på detta sätt bort (Lindzen 1993). Sammanfattningsvis är frågan om jordens värmebalans lika mycket en fråga om strömning som om strålning.

Den förstärkta växthuseffekten

Mänskliga aktiviteter kan påverka klimatet på olika sätt. Förändrad markanvändning påverkar de hydrologiska förloppen och markens reflektionsförmåga (albedo). Medvetet bruk av eld för markröjning (svedjebruk) ökar koldioxidhalten och antalet partiklar i atmosfären, med både direkta och indirekta effekter på klimatet. Den påverkan som stått i centrum för klimatdebatten härrör från vissa viktigare växthusgaser - koldioxid, metan, dikväveoxid, troposfäriskt ozon, halogenerade kolväten (freoner) - och partiklar (aerosoler).

Den normala referenspunkten för dagens värden är de halter som rådde för omkring 200 år sedan. Detta tillstånd brukar kallas "förindustriellt", vilket är vilseledande, eftersom huvudkällan till förhöjda halter under lång tid var förändrad markanvändning (avskogning, förändrade produktionsmetoder i jordbruket) snarare än industriella aktiviteter. I förhållande till dessa nivåer har koldioxidhalten i atmosfären stigit med 25 till 30 procent, metanhalten med mer än 100 procent och dikväveoxidhalten med knappt 10 procent (Watson m.fl. 1990). Den årliga ökningstakten för de tre naturligt förekommande gaserna är för närvarande 0.5, 0.9 och 0.25 procent respektive. Halogenerade kolväten förekommer med något undantag (metylklorid) inte naturligt. Även halten av troposfäriskt ozon har ökat, men ändringen är så ojämnt fördelad att det inte är meningsfullt att ange några generella siffror.

Viss osäkerhet råder beträffande de relativa bidragen till den förstärkta växthuseffekten från de olika växthusgaserna. Mycket grovt kan dock under 1980-talet drygt 70 procent sägas härröra från koldioxid, omkring 20 procent från metan och 8 procent från dikväveoxid (IPCC 1990, justerat för CFC:s effekter på ozonhalten). Koldioxiden dominerar alltså, vilket är skälet till att huvudintresset kommit att knytas till kolets kretslopp och människans inverkan på detta.

De största lagren av kol är haven, som innehåller mer än 50 gånger så mycket kol som atmosfären, och berggrunden. Den stående biomassan på land, huvudsakligen skog, rymmer omkring tre fjärdedelar så mycket kol som atmosfären, medan marken rymmer 2 till 3 gånger så mycket. Bruttoflödena är mycket större än nettoflödena. En måttlig procentuell förändring av något bruttoflöde kan därmed påverka balansen avsevärt. Det kan

noteras att de i dag kommersiellt intressanta fossilbränslelagren, som huvudsakligen består av stenkol, rymmer i grova drag 10 gånger så mycket kol som atmosfären; de totala lagren av fossilbränslen är mycket större.

Absorptionen varierar mellan gaserna. Den bestäms i viss utsträckning av varje molekyls fysikaliska egenskaper men beror också av molekylens genomsnittliga livslängd i atmosfären. Eftersom gasernas livslängd skiljer sig sinsemellan, kommer det relativa bidraget till absorptionen från en viss emitterad mängd gas att bero på vilket tidsperspektiv som väljs. Koldioxid bryts i motsats till de övriga gaserna inte ner, varför en uppskattning av dess "livslängd" måste baseras på en modell av kolets globala kretslopp.

Också den rådande koncentrationen påverkar vilken effekt ytterligare tillskott av en viss gas får; det sker en mättnad. På grund av att halten av koldioxid naturligt är högre än övriga gasers växer effekten med ytterligare tillskott långsamt (logaritmiskt). De halogenerade kolvätenas absorption växer nästan proportionellt mot koncentrationen, medan metan utgör ett mellanting mellan dessa båda ytterligheter.

Bilden kompliceras ytterligare av de indirekta effekterna. Kemiska reaktioner med aktuella ämnen i atmosfären kan ge upphov till dotterprodukter som är växthusgaser. Dessa reaktioner är emellertid ofullständigt kända, varför man på nuvarande kunskapsnivå normalt bara anger tecken, i några fall storleksordning, på den indirekta effekten.

I tabell 6.1 anges livstid, direkt uppvärmningspotential på 20 och 100 års sikt samt tecken på den indirekta effekten för ett urval av gaser med klimatpåverkande effekt.

Tabell 6.1 Uppvärmningspotential för ett urval växthusgaser uttryckta i förhållande till koldioxid. Med "positiv" indirekt effekt avses att växthuseffekten ökar, och omvänt.

Gas	Livslängd (år)	Direkt potential		Indirekt effekt
		20 år	100 år	
CO_2	120	1	1	Ingen
CH_4	10	35	11	Positiv
N_2O	132	260	270	Osäker
CFC-11	55	4500	3400	Negativ
HFC-125	40	5200	3400	Ingen känd
HCFC-22	15	4200	1600	Negativ
CCl_4	47	1800	1300	Negativ

Källa: Isaksen m.fl., i IPCC (1992).

Den indirekta effekten kan vara betydande; den aktuella skattningen beträffande metan är att den indirekta effekten uppgår till 80 procent av den direkta.

Det bör observeras att angivna värden hänför sig till aktuella halter på övriga gaser. En förändring av gasernas relativa förekomst leder till justeringar av uppvärmningspotentialerna.

I den första IPCC-rapporten (Shine m.fl. 1990) uppskattades den totala effekten av mänskliga tillskott till växthuseffekten under perioden 1765-1990 till i genomsnitt 2.5 W/m^2, dvs. ungefär till 1 procent av den solstrålning som når troposfären. Koldioxid skulle enligt denna skattning svara för ca 60 procent av den totala effekten. Tillkommande information om förändringen av ozonhalten i stratosfären har emellertid lett till en viss omvärdering (Isaksen m.fl., i IPCC (1992), som innebär att effekten på klimatet från de halogenerade kolvätena reduceras väsentligt.

Än större justeringar kan komma att förorsakas av de senaste årens resultat om de luftburna partiklarna, *aerosolerna*. Dessa är av olika typer: oorganiska föreningar (sulfater, nitrater, ammoniumföreningar), organiska föreningar, kolpartiklar och mineraldamm. Aerosolerna har en dubbel effekt på klimatet: dels en direkt, som beror på att infallande solstrålning reflekteras eller absorberas och därmed förhindras att nå lägre luftskikt eller jordytan, dels en indirekt, som beror på att partiklarna fungerar som kondensationskärnor för vattenånga och därmed påverkar molnbildning, förekomst av dis, etc. Höga halter av aerosoler ger tidigare kondensation och mindre vattendroppar och påverkar därmed både molnens reflektionsförmåga och vattendropparnas livslängd.

Liksom fallet är med växthusgaserna har aerosolerna både naturliga och mänskliga källor. Det antropogena tillskottet har emellertid regionalt visat sig mycket stort och ger enligt nuvarande uppskattningar ett signifikant bidrag till strålningsbalansen. De typer som bedöms som viktigast är svavelföreningar och aerosoler från förbränning av biomassa. Uppskattningar för strålningspåverkan från dessa vid klar himmel finns, medan effekten vid molnig himmel fortfarande bara kan uppskattas mycket grovt.

För antropogena *svavel*föreningar är några skattningar av den direkta effekten i genomsnitt -0.6 W/m^2 (Charlson m.fl. 1991) och -0.3 W/m^2 (Kiehl & Briegleb 1993) (minustecknet anger att instrålningen minskar). Penner m.fl. (1993) anger intervallet -0.3 till -1.1 W/m^2 med ett centrumvärde på -0.6 W/m^2; IPCC (1994) anger intervallet -0.25 till -0.9 W/m^2. För de aerosoler som härrör från *biomasse*förbränning ligger motsvarande skattning på -0.8 W/m^2 med ett osäkerhetsintervall av -0.3 till -2.0 W/m^2; IPCC (1994) anger ett lägre värde, 0 till -0.6 W/m^2. Beträffande den senare källan uppskattas omkring 50 procent ha tillkommit de senaste 100 åren.

Beträffande övriga källor är osäkerheten ännu större. Vad gäller mineraldamm är det antropogena bidragets andel okänt, men troligen litet. Kolpartiklar påverkar framför allt den vertikala temperaturfördelningen i atmosfären, men effekten bedöms vara av mindre betydelse än övriga aerosolers påverkan.

Huvudproblemet i uppskattningen av den indirekta effekten är resultatets känslighet för aerosolernas storleksfördelning. Den indirekta effekten tros dock ha samma storleksordning som de övriga bidragen, mellan 0 och 1 W/m^2.

De naturliga källorna för aerosoler är inte primärt intressanta för policydiskussionen men är ändå relevanta, eftersom variationer i dessa påverkar

analysen av historiska data. Oregelbundenheter i frekvensen av vulkanutbrott kan ge signifikanta kyleffekter på klimatet. Vidare kan temperaturvariationer påverka produktiviteten hos havsorganismer och därmed halten av dimetylsulfid, källan till den viktigaste naturliga svavelaerosolen (Charlson m.fl. 1987).

Existensen av aerosoler med en negativ strålningseffekt av samma storleksordning (omkring 2.5 W/m^2) som växthusgasernas positiva effekt är naturligtvis av central betydelse. Aerosolerna kan förväntas dämpa eller på annat sätt modifiera effekten av växthusgaserna. Som noterats i 1992 års IPCC-rapport försvårar detta detekteringen av växthusgasernas effekt på klimatet. De påverkar också förväntade framtida förändringar, eftersom aerosolemissionerna kan förväntas samvariera med fossilbränsleanvändningen.

Aerosolernas korta livslängd - storleksordningen veckor, att jämföra med växthusgasernas, åtskilliga år - spelar stor roll vid en reduktion av fossilbränsleanvändningen. Eftersom aerosolhalten följer förbrukningen, medan koldioxidhalten har en tröghet av storleksordningen 100 år, kan snabba neddragningar av fossilbränsleanvändningen förväntas ge en ökad uppvärmningseffekt (Wigley 1991, Charlson m.fl. 1991). En utfasning av fossilbränslena som följer historiska mönster för större infrastrukturförändringar ger dock en mindre uttalad effekt.

Solarkonstantvariationer

Variationer i solkonstanten bör vara av storleksordningen 1 procent för att ge effekter av samma storleksordning som den förstärkta växthuseffekten. Problemet att skatta variationer över längre tidsrymder är att direkta mätningar av den infallande strålningen vid atmosfärens övre gräns endast gjorts under ca 15 år; för tiden dessförinnan är man hänvisad till rekonstruktioner. Sådana rekonstruktioner kan påverkas av förändringar i atmosfären, som i så fall måste beaktas.

De variationer som skattats ligger normalt på några tiondels procent; exempelvis anger Fröhlich (1987; cit. i Isaksen m.fl., i IPCC (1992) en skillnad mellan sent 1960-tal och sent 1970-tal på 0.4 procent. Siffran har dock ifrågasatts. På basis av analogier med andra stjärnor har Baliunas & Jastrow (1990) skattat variationer på flera tiondels procent. Denna skattning stämmer vad storleksordningen beträffar i grova drag med Wigleys & Kellys (1990) beräkning av nedgången under 1600-talets s.k. Maunder-minimum. En väsentligt större variation - omkring 1.4 procent eller 3.5 W/m^2 - rapporteras dock av Scuderi (1993), som hävdar att solfläcksvariationer och Maunder-liknande variationer är delvis artskilda och att en analys baserad endast på solfläckar riskerar att leda till en underskattning.

Solkonstantvariationer har naturligt ursprung och är därför intressanta för policydiskussionen bara i den mån variationer av betydande storlek kan förväntas under nästa sekel. En prognos i den riktningen har gjorts

av Scuderi (ibid.), som på basis av en spektralanalys av rekonstruerade tidigare intensitetsvariationer förutser en reduktion av solkonstanten med 0.5 procent under de kommande 50 åren, varefter en viss återgång sker. Detta motsvarar en variation av strålningstrycket med 1.2 W/m^2. Om prognosen är korrekt, ger detta ännu ett signifikant bidrag till gruppen klimatpåverkande faktorer.

Återkopplingsmekanismer

Den förstärkning av växthuseffekten som fungerat som referensfall för de flesta analyser motsvarar en fördubbling av antalet koldioxidekvivalenter i förhållande till läget vid mitten av 1700-talet, dvs. en ökning till 550-600 ppm (volym) eller 0.06 procent av atmosfärens volym. Detta motsvarar enligt kalkylerna en minskning av den utgående strålningen med i genomsnitt omkring 4 W/m^2, eller drygt 1.6 procent av den infallande strålningen. *Under i övrigt oförändrade förhållanden* kräver detta en ökning av jordens genomsnittstemperatur för att strålningsbalansen skall återställas. Enligt Stefan-Boltzmanns lag är den totalt utstrålade energin E proportionell mot fjärdepotensen av den absoluta temperaturen T (sambandet nedan med naturkonstanten σ gäller för en svart kropp; för andra kroppar är utstrålningen mindre men fortfarande proportionell mot T^4):

$$E = \sigma T^4.$$

Av detta följer att en ökning av strålningen med 1.6 procent motsvarar en temperaturförhöjning på 0,4 procent, eller omkring 1.2 grader.

En ökning av jordens medeltemperatur med 1.2 grader skulle ge kännbara men inte nödvändigtvis allvarliga effekter. *En väsentlig del av diskussionen kring konsekvenserna av en eventuell klimatförändring härrör därmed från de sekundära effekter som ovanstående temperaturhöjning kan ge upphov till. Det är också kring dessa sekundära effekter som osäkerheten är störst.*

En temperaturhöjning kan ge effekter på alla komponenter inom klimatsystemet. Några av de viktigare återkopplingsmekanismerna är:

- En högre temperatur är inte homogent fördelad, utan leder till förändrade temperaturskillnader (gradienter) i både atmosfär och hav. Detta leder till förändrade strömningshastigheter, eventuellt också till förändrade strömningsmönster.
- En högre temperatur ger en intensifierad hydrologisk cykel, och en högre halt av vattenånga i atmosfären. Vattenånga är en växthusgas, vilket förstärker temperaturhöjningen.
- Molnbildningen påverkas. Både mängden moln, molnens höjd och deras vatteninnehåll kan förändras.
- Mängden snö och is påverkas, vilket kan förändra jordens reflektionsförmåga (albedo).

- Upptaget av koldioxid i haven påverkas av både temperatur, vindar och strömningsförhållanden i haven.
- Både koldioxidhalt, temperatur och nederbörd påverkar produktionen av biomassa och därmed den hastighet varmed koldioxid avlägsnas ur atmosfären och binds.
- Även produktionen av metan liksom gasens livslängd i atmosfären påverkas av temperatur och markfuktighet liksom av den kemiska sammansättningen hos atmosfären; också den senare kan komma att förändras.

Listan på återkopplingsmekanismer kan göras längre. För de flesta av ovanstående processer kan man anföra skäl både för en försvagning och för en förstärkning av den primära temperaturökningen. Det går alltså inte att apriori slå fast om negativa eller positiva återkopplingsmekanismer kommer att dominera; detta kräver en genomgång för varje enskild process baserad på fysikalisk teori och mätningar.

Ett omfattande arbete har lagts ned på att jämföra olika analysmodeller med avseende på deras beskrivning av just återkopplingmekanismerna, exempelvis vad avser molnbildning (Cess m.fl. 1989), snö/is-albedo (Cess m.fl. 1991) och energiflöden (Randall m.fl. 1992). Det visar sig dels att modellerna beskriver respektive mekanism mycket olika och t.o.m. har olika tecken på återkopplingen, dels att resultaten från modellerna i många fall beror kritiskt av vilka antaganden som gjorts.

Problemen är särskilt stora vad beträffar *molnbildningen*. Detta är att vänta; molnen reflekterar i genomsnitt omkring 75 W/m^2 av den infallande solstrålningen. Eftersom den uppskattade störningen från CO_2-dubblingen är 4 W/m_2, krävs uppenbarligen små förändringar i molnbildningsprocesserna för att störningen skall kompenseras eller elimineras, alternativt förstärkas.

Cubasch & Cess (1990) ger i IPCC-rapporten en översikt över ett 20-tal modellers respons på standardstörningen motsvarande en fördubbling av den ekvivalenta koldioxidhalten. Den genomsnittliga temperaturhöjningen varierar från under 2 till drygt 5 grader, vilket alltså motsvarar ett spektrum från svagt positiv till betydande positiv nettoåterkoppling. Anser man i stället att de negativa återkopplingarna dominerar (se exempelvis diskussionen i Lindzen 1993) - reduceras den förväntade effekten av en CO_2-fördubbling till 1 grad eller delar av en grad, något som skulle vara svårt att särskilja från klimatsystemets naturliga variationer.

Utöver möjligheterna positiv och negativ återkoppling ges en tredje: att en negativ eller begränsad positiv återkoppling övergår i en positiv om den påtvungna störningen blir tillräckligt stor. Sådana *tröskelfenomen* har föreslagits både för olika delsystem, exempelvis haven (Broecker 1987), atmosfären (Held m.fl. 1981) eller hav-atmosfär kopplade (Broecker m.fl. 1985, Manabe & Stouffer 1988).

Det finns två väsentliga aspekter för planeringsdiskussionen hos dessa fenomen: dels innebär en övergång till ett nytt jämviktsläge (om ett sådant existerar) att man inte automatiskt återvänder till det ursprungliga om störningen upphör, dels kan övergången från ett jämviktsläge till ett

annat gå förhållandevis snabbt. Med "snabbt" avses då - i analogi med de senaste nedisningarna - sekler; detta innebär en tidshorisont som är jämförbar med den av människan förorsakade störningens.

Informationen är tyvärr svår att utnyttja, eftersom tröskelfenomenen bara är kvalitativt beskrivna och modellerna därmed knappast kan utnyttjas för att bedöma storleksordningen av den störning som krävs för att tröskeln skall överskridas.

6.1.2 Klimatmodeller: struktur och validering

En komplett modell för analys av klimatsystemet bör innehålla alla de fem huvudkomponenter som det verkliga systemet indelas i: atmosfär, hydrosfär, geosfär, kryosfär och biosfär. På grund av systemets komplexitet och dess utsträckning i tid och rum existerar inga sådana modeller. Vad som finns är partiella beskrivningar, där vissa delsystem återges någorlunda precist, medan övriga komponenter skisseras löst eller utelämnas helt. En separation är försvarbar om typiska tidskonstanter är väsentligt olika i de skilda delsystemen, eftersom de långsammare delsystemen då kan betraktas som konstanta medan de snabbare finner sin jämvikt. Däremot är det tveksamt att separera delsystem med likartade tidskonstanter, eftersom interaktionen då blir av central betydelse.

Globala strömningsmodeller

De mest ambitiösa försöken att återge klimatsystemets dynamiska egenskaper och svar på olika typer av störningar utgör de *globala strömningsmodellerna* (general circulation models, GCMs). För närvarande finns ett 30-tal sådana modeller i bruk världen över. De är ursprungligen utvecklade främst som instrument för väderprognoser men har kommit att utnyttjas för den något annorlunda problematik som växthusfrågan utgör.

Det finns väsentliga inslag av turbulens i klimatsystemet som sätter en naturlig gräns för förmågan att förutsäga vädret, oberoende av utvecklingen beträffande datorkapacitet och tillgång till mätdata. Precisionen i korttidsprognoserna har visserligen förbättras väsentligt under senare decennier. Om kravet på en framgångsrik prognos sätts till en korrelation mellan prognos och utfall på 0.5, har tidshorisonten för en i denna mening lyckad prognos utsträckts från omkring 4 dygn vid 1960-talets mitt till 8-9 dygn vid 1980-talets slut (Peixoto & Oort 1992, kap. 17). Å andra sidan finns starka indikationer på att denna utveckling har en gräns på ett par veckor (Lorenz 1963).

Detta är nu inte nödvändigtvis ett problem för de problem som växthusfrågan reser. Det föreligger inget behov av att förutsäga vädret en enskild dag eller vecka flera decennier framåt för att fatta beslut rörande energipolitik eller andra områden som berörs av växthusgasproblematiken. Vad som är önskvärt är en översiktlig bild av hur temperatur, nederbörd och

andra relevanta klimatvariabler beror av olika emissionsnivåer av klimatpåverkande gaser. Det kan resas frågor beträffande möjligheterna att göra prognoser också av detta slag (Peixoto & Oort, kap. 2; Lorenz 1969; Nicolis & Nicolis 1984), men förutsättningarna för denna typ av betingade prognoser är uppenbarligen betydligt gynnsammare.

Problemen med konstruktion av globala klimatmodeller är av flera slag. Den rumsliga utsträckningen är i sig ett problem. Temperatur, vindhastighet och andra centrala variabler är kontinuerliga storheter som i princip skall beskrivas i varje punkt. Detta är av uppenbara skäl omöjligt, varför man är hänvisad till att ange dem i ett tredimensionellt nät av punkter eller celler, vars upplösning bestäms av tillgänglig datorkapacitet, förmågan att mäta variablernas faktiska värde m.m. Ett typiskt värde på upplösningen i horisontell led har varit 5 längd- respektive breddgrader eller ungefär 500 km, i vertikal led 10 till 20 nivåer. Trots denna måttliga precision kräver körningar av modellerna lång tid även på mycket kraftfulla datorer.

Den låga upplösningen leder till två typer av problem. För det första går det inte att modellera företeelser med mindre utsträckning än den typiska cellstorleken (*sub-grid phenomena*). När viktiga sådana fenomen uppträder, exempelvis vid molnbildning, måste de därför beskrivas statistiskt i form av parametriseringar. Sådana får lätt ett visst mått av godtycke över sig, och detta är också ett av de områden där olika befintliga modeller uppvisar störst skillnader.

För det andra varierar vissa centrala variabler snabbt i förhållande till cellstorleken; det är exempelvis fallet med halten av vattenånga i vertikal led. Att beskriva en så kraftig variation i 10 till 20 punkter i denna led riskerar att leda till felaktigheter i modellens uppförande.

Försök med högre upplösning visar också att detta inte är hypotetiska problem; Mahlman & Umscheid (1993) rapporterar drastiskt förbättrade modellresultat vid övergång till 1 grads upplösning i horisontell led.

Variationen mellan de olika delsystemens tidsskalor är ytterligare ett problem. Vissa förlopp i atmosfären har typiska tidskonstanter på dygn eller veckor, medan cirkulationen i världshaven löper över 100-tals upp till 1000 år. Det blir därför rent tekniskt svårt att integrera modeller för hav och atmosfär.

Vissa fenomen är till sin natur känsliga för omgivningsförutsättningarna. Generellt gäller detta fasövergångar, dvs. övergång mellan gasform och flytande form (exempelvis moln- eller disbildning) eller mellan flytande och fast form (isbildning). Resultaten blir därför känsliga för hur dessa fenomen beskrivs i detalj och kan t.o.m. bli beroende av de numeriska metoder som väljs för att lösa uppställda ekvationer (Rood 1993). Som noterades ovan kan även storskaliga egenskaper som klimatsystemets känslighet för CO_2-fördubblingen påverkas av hur dessa delprocesser behandlas.

Den förstärkta växthuseffekten härrör från flera gaser. För att hantera detta är det brukligt att addera bidrag till en gemensam uppvärmningspotential (global warming potential, GWP) enligt de omräkningsfaktorer som illustrerats i tabell 6.1. Denna metod har kritiserats eftersom olika

gaser uppträder olika i atmosfären, i synnerhet kemiskt, och är aktiva på olika nivåer. Om detta genererar fel av samma storleksordning som de ovannämnda är osäkert; som approximation i policydiskussionen kan uppvärmningspotentialen lätt försvaras.

Validering mot dagens klimat

Klimatmodellerna är baserade på etablerade fysikaliska teorier och på hypoteser där teorierna inte räcker till. Den egentliga prövningen av modellernas hållbarhet sker när de valideras, dvs. ställs mot faktiska data. Antalet data är praktiskt taget obegränsat, och utfallet av en sådan prövning blir i någon mån beroende av hur urvalet görs (se exempelvis Field m.fl. 1992).

IPCC-rapporterna (1990, 1992) andas över lag tillförsikt beträffande strömningsmodellernas tillförlitlighet, även om man erkänner osäkerheter och brister i väsentliga avseenden. Man menar att modellerna fångar de övergripande egenskaperna hos klimatsystemet, medan framför allt de regionala bilderna måste förses med reservationer. Temperaturerna i polarområdena är svåra att reproducera. Den regionala fördelningen av nederbörden bedöms som osäker.

Ett besvärande drag, som försvårar valideringen, är att modellerna driver om de lämnas åt sig själva, dvs. inte är långsiktigt stabila (IPCC 1990, s. 87). För att råda bot på detta införs korrigerande energiflöden som låser fast de centrala variablerna vid realistiska referensvärden. Det är under sådana omständigheter svårt att avgöra vad i modellresultaten som är en direkt följd av dessa korrektioner och vad som är robusta slutsatser av modelluppförandet i stort. De senaste modellerna är dock mindre beroende av dessa korrigeringar.

Ytterligare en test på tillförlitlighet fås från modellernas förmåga att reproducera storskaliga regionala fenomen som den sydasiatiska monsunen och de regelmässiga förändringarna av vind-, nederbörds- och temperaturförhållanden i östra Stilla havet och på den amerikanska kontinenten, den s.k. El Nino – Southern Oscillation (ENSO). Även här är bilden blandad.

Det hör till undantagen att klimatmodeller har en fullt utvecklad modell för biosfären. Detta är en brist om man tror att biosfären har en signifikant påverkan på exempelvis kolbalansen, vilket ännu är en öppen fråga. Den globala budgeten för människans bidrag till kolets kretslopp i naturen brottas ännu med en osäkerhet på 1.6 miljarder ton kol per år (motsvarar omkring 20 procent; IPCC 1990, s.13; se också Bolin & Fung 1992). En hypotes är att denna felterm faktiskt svarar mot kol som fixeras i stående biomassa (Sedjo 1990) eller mark, något som fått visst stöd (Dai & Fung 1993). Detta antyder att en utveckling av beskrivningen av biosfärens respons på ökande växthusgashalter skulle innebära ett viktigt steg mot ökad tillförlitlighet.

Av den intensivt studerade CO_2-fördubblingen har idag omkring 40 procent redan inträffat, uttryckt i koldioxidekvivalenter. En naturlig fråga är därför vilken respons klimatsystemet på basis av modellstudier kan förväntas ge, och i vilken utsträckning denna förändring redan kan spåras i den meteorologiska statistiken. Mot bakgrund av vad som tidigare sagts om den kompenserande emissionen av aerosoler och klimatsystemets naturliga variabilitet är det knappast förvånande att några slutsatser inte kan dras ur det befintliga materialet. I såväl 1990 som 1992 års IPCC-rapporter konstateras att den observerade utvecklingen i stora drag är förenlig ("broadly consistent") med observationerna men att förändringarna är av samma storleksordning som de naturliga variationerna.

Det kan vara värt att understryka detta, eftersom IPCC-rapporterna i beskrivningen av temperaturutvecklingen förmedlar bilden av en temperaturhöjning som associeras med industrisamhället och då framför allt fossilbränsleanvändningen. Frågan är emellertid vad som bör vara den naturliga referenspunkten för en temperaturjämförelse.

Den skattade utvecklingen av den globala medeltemperaturen under senaste 100 åren, som återges bl.a. i IPCC-rapportens "executive summary", har fått mycket stor spridning i litteraturen kring klimatfrågan. Vissa frågetecken har rests kring själva mätserien, exempelvis beträffande urbaniseringens och apparaturens effekt på uppmätta värden (Karl (1988), Karl & Jones 1989), men relativt bred konsensus råder om att temperaturen under perioden i fråga har stigit med några tiondels grader; IPCC-rapporten anger 0.45 +/- 0.15 grader C.

Frågan är emellertid vad denna höjning skall relateras till. Några globala temperaturserier äldre än 100 år finns inte. Enligt en skattning (NRC 1983) skedde temperaturhöjningen från 1800-talets sista decennier med utgångspunkt från en osedvanligt låg nivå. Dessa decennier har i själva verket betecknats som slutet på den s.k. Lilla istiden, en period som inleddes för omkring 400 år sedan och under vilken åtminstone delar av jorden (bl.a. Europa) hade lägre medeltemperatur. Orsaken till denna temperatursänkning är inte fastställd med säkerhet, och därmed inte heller orsaken bakom återgången till den högre temperaturnivån.

En bekräftelse på hypotesen om växthusgasernas klimateffekt är av dessa skäl mycket svår att få. En växthusgasinducerad förändring har vissa speciella karaktäristika ("fingeravtryck") som gör det möjligt att hitta indikationer någorlunda tidigt (se exempelvis Wigley & Barnett 1990, Wigley m.fl. 1992, MacCracken 1992), men en allmän bedömning är inte desto mindre att en bekräftelse ligger åtminstone 10 till 20 år bort, om effekten ligger i den övre delen av det möjliga spektret, och kanske 30 till 40 år bort, om den ligger i det nedre.

Även äldre klimathistoria har utnyttjats som underlag för diskussionen om klimatförändringar. Generellt gäller att materialet blir allt mindre tillämpligt ju äldre det är, eftersom förutsättningarna för klimatprocesserna har ändrats. Från äldre tid finns naturligtvis inga direkta mätningar att tillgå, utan man är hänvisad till rekonstruktioner. De oftast utnyttjade metoderna bygger på borrkärnor från djuphavssediment eller is, pollenavlagringar i våtmark, årsringar i träd, glaciärvariationer och

trädgränsvariationer. I samtliga fall fås indirekta upplysningar om klimatvariablerna, t.ex. genom vilka biologiska arter som gynnats, hur snabbt träden vuxit vid en viss tidpunkt, etc. I det senare fallet beror utfallet både på temperatur och nederbörd under tillväxtperioden. Analys av förekomsten av radioaktiva nuklider i iskärnor, t.ex. förhållandet mellan syreisotoperna ^{18}O och ^{16}O, kan ge indikationer om temperaturen då nederbörden bildades. Gasbubblor som inneslutits i is ger upplysningar om atmosfärens sammansättning då bubblorna bildades.

Dessa rekonstruktioner rymmer naturligtvis flera felkällor. Betrakta exempelvis fallet med iskärnor. Mekanismen bakom temperaturrekonstruktionerna är att vattenmolekyler med tunga isotoper av syre eller väte missgynnas på sin väg från avdunstning till nederbörd i form av snö; de har kortare livslängd i atmosfären. De missgynnas dock förhållandevis mindre ju högre temperaturen är, vilket skapar en länk mellan temperaturen i det område där nederbörden bildas och isotopsammansättningen hos den is som nederbörden så småningom bildar. Detta gäller dock endast så länge strömningsmönstren är konstanta; förändringar i dessa kan ge upphov en förändrad isotopsammansättning som felaktigt tolkas som en temperaturförändring (Grootes m.fl. 1989). Även isens senare historia (sprickbildningar och liknande) liksom påverkan vid själva provtagningen kan snedvrida resultatet; i varierande utsträckning kan sådana faktorer kontrolleras (Raynaud m.fl. 1993).

Ett genomgående drag i de långa klimatrekonstruktionerna är hög variabilitet (för ex. se Briffa m.fl. 1992, Dansgaard m.fl. 1993, GRIP 1993, Johnsen m.fl. 1992, Taylor m.fl. 1993, Woillard & Mook 1982). Det relativt stabila mönstret under perioden efter den senaste istidens slut (holocen) framstår närmast som ett undantag.

Särskild relevans för växthusgasdiskussionen har den långa rekonstruktionen av koldioxid- och metanhalterna i atmosfären jämsides med temperaturen som gjorts från djupa iskärnor, exempelvis Vostok-kärnan från Antarktis (Barnola m.fl. 1987, Jouzel m.fl. 1987). Den utnyttjas bl.a. i IPCC-rapporten och har liksom temperaturserien för de senaste 100 åren vunnit mycket stor spridning. Samvariationen mellan växthusgashalterna och temperaturen är stark. Samvariationen säger emellertid ingenting om riktningen i orsaksrelationen mellan variablerna: påverkar växthusgaserna temperaturen eller tvärtom, eller är sambandet dubbelriktat? Det faktum att CO_2- och CH_4-halterna samvarierar är i sig en indikation på att effekten inte går enbart i riktning från gaserna till temperaturen. En regelrätt analys försvåras av att mätserierna för gashalterna inte innehåller mer än ett drygt 60-tal punkter (motsvarande ett inbördes avstånd i tiden på 2 500 år). Den analys som gjorts av den för Vostok-kärnan ansvariga gruppen (Genthon m.fl. 1987) säger ingenting om kausaliteten.

En kausalanalys har gjorts på de moderna mätningarna av de årsvisa variationerna i koldioxidhalten vid Mauna-Loa-stationen på Hawaii från 1958 och framåt (Kuo m.fl. 1990). Denna visar, föga överraskande, att temperaturvariationerna huvudsakligen driver förändringarna i koldioxidhalten och inte tvärtom. Att orsakssambandet för dessa snabba förlopp

går i den riktningen utesluter emellertid inte en långsammare orsaksrelation i motsatt riktning med betydande styrka.

6.2 Emissioner och uppvärmningspotential

Att göra förutsägelser om den framtida halten av växthusgaser i atmosfären är svårt. Till de naturvetenskapliga osäkerheterna rörande kolcykeln och övriga relevanta materialbalanser kommer de beteenderelaterade, som är centrala för utvecklingen: befolkningstillväxt, ekonomisk tillväxt, utveckling av energiintensiteten (utnyttjad mängd energi per BNP-dollar), m.fl. I IPCC-arbetet hanterades detta problem på det sätt som är normalt, nämligen med hjälp av scenarier som representerar olika kombinationer av omgivningsantaganden. Huvuddelen av uppmärksamheten har dock koncentrerats till det scenario som avses representera fallet att inga särskilda åtgärder vidtas, med en något tveksam term kallat "business-as-usual" (BAU).

6.2.1 Emissionsscenarier

Koldioxid

Koldioxid är den dominerande växthusgasen, och det är naturligt att huvudintresset kommit att knytas till denna gas och då i synnerhet emissionerna knutna till den kommersiella energisektorn. Centrala bestämningsfaktorer för den totala emissionen är befolkningstillväxten, den ekonomiska tillväxten och energiintensitetens utveckling. Huvudunderlag för IPCC-arbetet har hämtats från Världsbankens långsiktsprognoser. För befolkningen antas en stabilisering vid drygt 10 miljarder under andra halvan av 2000-talet. Den ekonomiska tillväxten antas i ett högtillväxtscenario avta från 3 procent per år under 1990-talet till 1 procent år 2100 i den industrialiserade delen av världen, medan utvecklingsländernas årliga tillväxttakt antas starta vid ca 5 procent för att avta till omkring 2.5. I ett lågtillväxtscenario är motsvarande intervall 2 till 1 procent för industriländerna och 3 till 2 procent för utvecklingsländerna. Energiintensiteten uttryckt i energianvändning per BNP-enhet antas avta med ca 1 procent per år.

För energitillförselsidan har varierande antaganden gjorts beträffande andelen fossila respektive icke-fossila bränslen. BAU-alternativet innebär att inga särskilda ansträngningar görs att minska CO_2-emissionerna utöver vad prisförändringarna på dessa bränslen motiverar. De övriga redovisade scenarierna representerar högre ambitionsnivåer i emissionshänseende. Med en koldioxidavgift på 20 till 25 procent av priset menar man sig kunna hålla nere emissionerna i koldioxidekvivalenter till 50-60 procent av BAU-scenariots fram till år 2100. De övriga scenarierna representerar mer aggressiva åtgärdsprogram i syfte att få ner emissionerna.

Jämte energisektorn bedöms avskogning idag vara den dominerande av människan direkt påverkade koldioxidkällan. Dess betydelse minskar dock i takt med att fossilbränsleemissionerna ökar. Även här har varierande antaganden gjorts beträffande takten.

Övriga växthusgaser

Användningen av vissa *halogenerade kolväten* (CFC) regleras i Montrealöverenskommelsen och dess fortsättning. Här fås ett förhållandevis fast underlag för bedömningarna. Osäkerheten gäller närmast utvecklingen i de stater som inte undertecknat ifrågavarande avtal. I nuläget täcker avtalen omkring 90 procent av världens produktion och konsumtion av berörda substanser.

En osäkerhet gäller också omfattning och effekter av användningen av ersättningssubstanser för CFC, främst HFC. Dessa ger också ett bidrag till växthuseffekten men påverkar inte ozonskiktet i den utsträckning som CFC. Eftersom ozon är en växthusgas, finns en risk att övergången från CFC till HFC minskar påverkan på atmosfärens ozonhalt till priset av en ökad växthuseffekt (Arrhenius 1992).

Jordbrukssektorn står för huvuddelen av antropogena emissioner av *metan* och *dikväveoxid*. Referensalternativet är här en fortsättning av nuvarande produktionsmetoder, medan alternativa scenarier bygger på antaganden om sänkta specifika utsläpp genom ändrade val av gödseltyp, brukningsmetod eller foder till husdjur.

Aerosoler

Aerosolerna bedöms som tidigare nämnts ha en påtaglig effekt på uppvärmningspotentialen, framför allt på norra halvklotet. Om fossilbränsleanvändningen ökar, gäller det även emissionen av aerosoler, om inte expansionen åtföljs av en utbredd användning av kraftigt förbättrad reningsteknik. Det senare är inte troligt i ett scenario som betecknats med "business as usual".

Denna effekt har inte tagits med i kalkylerna som ligger till underlag för IPCC-rapporterna. Uppvärmningspotentialen blir därmed mindre och får en annan rumslig fördelning än den som redovisas i rapporterna. Skälet till att effekten inte tagits med är att det när arbetet gjordes saknades utbyggda modeller för att analysera den. Ett motiv för hanteringen kan också vara (Isaksen m.fl., s. 63 i IPCC (1992) att aerosolemissionerna maskerar uppvärmningspotentialen från växthusgaserna och att man vid en avveckling av fossilbränslena (som förr eller senare kommer) då drabbas av hela den uppdämda effekten. Hur stark denna effekt blir beror emellertid på tidsförloppen i expansion och avveckling av fossilbränslena, och hur dessa förhåller sig till tidskonstanterna i de naturliga kolreservoarerna, främst haven.

6.2.2 Resultat

I BAU-scenariot nås en dubbling av koldioxidhalten omkring år 2050. Inkluderas effekten av övriga växthusgaser, nås fördubblingen i CO_2-ekvivalenter räknat redan år 2025. I detta scenario motsvarar nivån i CO_2-ekvivalenter år 2100 omkring 1200 ppmv, dvs. en fyrdubbling i förhållande till 1700-talets nivå. Scenariot med 20-25 procents koldioxidavgift ger ca 700 ppmv vid samma tidpunkt, medan de övriga stabiliserar atmosfärshalten under den nivå som motsvarar en fördubbling.

Diskussion

Rimligheten i de beskrivna scenarierna beror både av den primära emissionen från fossilbränsleeldning och avskogning och av växthusgasernas vidare samspel med klimatsystemets komponenter. I BAU-scenariot skulle mellan 1 500 och 1 600 miljarder ton rent kol emitteras mellan 1990 och 2100. En jämförelse med de uppskattade reserverna av fossilbränslen – med säkerhet över 5 000 miljarder ton och sannolikt över 10 000 miljarder ton – visar att dessa inte sätter några fysiska gränser som gör en sådan emission omöjlig. Edmonds & Reilly (1985) uppskattar att mellan 5 000 och 18 000 miljarder ton stenkol skulle vara tillgängliga till ett pris under 85 US dollars per ton (1979 års penningvärde; bör ungefär fördubblas för att ge dagens penningvärde); av detta skulle mellan 3 800 och 13 000 miljarder ton vara tillgängliga till ett pris under 30 US dollars per ton. Ett ton stenkol motsvarar omkring 0.7 ton emitterat rent kol. Den skisserade emissionen skulle alltså enligt denna skattning kunna realiseras till ett pris som inte ligger mer än 30 procent över dagens.

Eftersom reserverna av olja och naturgas är väsentligt mindre än stenkolsreservema, förutsätter scenariot en mycket kraftig expansion av kol på de övriga energiråvarornas bekostnad. I förhållande till dagens kolanvändning innebär BAU-scenariots högtillväxtfall omkring en 10-dubbling under perioden 1985-2100. Detta motsvarar en fördubblingsperiod på 30-35 år eller en genomsnittlig årlig tillväxt av 2-3 procent. Denna tillväxttakt är hög men inte orimlig i historiskt perspektiv.

Den andra frågan gäller hur mycket av den emitterade koldioxiden som blir kvar i atmosfären. Scenariot anger att mellan 1 000 och 1 100 miljarder skulle bli kvar i atmosfären, vilket motsvarar en luftburen andel (*airborne fraction*) av 70 procent. Denna siffra är hög, väsentligt högre än de 40 eller 50 procent som uppskattningarna baserade på historiskt material ger (Bolin 1986). Ökningen motiveras med att den högre emissionen påverkar andelen som beräknas kunna absorberas framför allt av haven. Skatningen är dock förenad med stor osäkerhet.

6.3 Konsekvensbeskrivning

6.3.1 Reala konsekvenser

Konsekvenserna av en eventuell klimatförändring är dels primära - effekter på temperatur, nederbörd och andra klimatvariabler - dels sekundära - effekter på naturliga och styrda ekosystem, industriella aktiviteter, människors hälsa etc. I analyserna av de sekundära effekterna har man tagit de förändrade klimatförutsättningarna som ingångsdata och sökt skatta hur de olika systemen påverkas och svarar med skilda anpassningsmekanismer. Referensfallet är normalt en fördubbling av den ekvivalenta koldioxidhalten i atmosfären, och "mest sannolika värde" på klimatdata hämtas från någon global strömningsmodell.

Primära förändringar: temperatur och nederbörd

Fastän konsekvenserna av en förstärkt växthuseffekt är svåra att beskriva, finns det vissa inslag i bilden som anses tämligen robusta (Mitchell m.fl. 1990). Jordytan blir varmare och stratosfären kallare. En eventuell höjning av årsmedeltemperaturen skulle i första hand påverka temperaturen under senhöst och vinter, medan effekten på sommartemperaturen skulle bli mindre. Vidare skulle medeltemperaturen nära polerna höjas mer än temperaturen nära ekvatorn. Av betydelse för effekterna på vegetation m.m. är också fördelningen över dygnet, men de flesta klimatmodeller har inte en sådan upplösning i tid att de möjliggör några utsagor om detta.

En generell slutsats beträffande *nederbörden* är att den skulle öka. I tropikerna skulle ökningen infalla under hela året, medan den på högre latituder framför allt skulle märkas under vinterhalvåret.

Den för vegetationen viktiga *markfuktigheten* beror både av nederbörd och avdunstning. En högre nederbörd skulle motverkas av en högre temperatur. De i IPCC-rapporten refererade modellerna ger en högre markfuktighet på norra halvklotets höga breddgrader men en lägre på medelhöga breddgrader. En jämförelse med aktuella värden visar dock att de utnyttjade modellerna generellt ger för låg markfuktighet (Mitchell m.fl. ibid.).

För att avgöra effekterna på ekosystem och olika mänskliga aktiviteter är medelvärden över tid och rum i allmänhet inte tillräckliga. Den faktiskt upplevda *variationen* i tid är ofta betydelsefull, och vad gäller den rumsliga upplösningen är det den regionala eller lokala verkligheten som är avgörande. Allmänt sett är det svårt att presentera hållbara utsagor om detta, utöver de mycket generella. Det är ett faktum att nederbörden uppvisar större variation än temperaturen, vilket kan göra vattenfrågan till den centrala åtminstone där processer som utjämnar vattentillgången saknas.

En hypotes är att en eventuell klimatförändring skulle medföra kraftigt ökad variabilitet i form av ökad stormfrekvens. Stödet för denna hypotes är dock svagt (Mitchell m.fl. ibid.).

Ett antal *regionala studier* (subkontinental nivå) har genomförts (ibid.). De indikerar som väntat skillnader mellan regionerna. Som exempel kan nämnas att en analys av ett standardscenario för centrala Nordamerika ger en temperaturhöjning på 2-3 grader sommartid, 2-4 grader vintertid, högre nederbörd på vintern och lägre nederbörd på sommaren. Ett resultat av detta blir sänkt markfuktighet sommartid. För Sydostasien förväntas med samma förutsättningar en lägre temperaturhöjning, 1-2 grader, vilket i kombination med en nederbördsökning på mellan 15 och 25 procent bedöms ge en högre markfuktighet.

Havsnivåförändringar

Under de senaste 100 åren har man registrerat en havsnivåhöjning på i medeltal 1-2 millimeter per år. Det finns inga tendenser till ökningar av denna takt i mätdata (Warrick & Oerlemans 1990).

Havsnivåhöjningar kan uppkomma vid klimatförändringar genom två helt skilda mekanismer: havsvattnets utvidgning vid en temperaturhöjning och förändringar av den mängd vatten som är bunden i landbaserad is (glaciärer och de grönländska och antarktiska inlandsisarna). Avsmältning av havsis förändrar inte havsnivån.

Av dessa effekter är havsvattnets termiska expansion den som är lättast att analysera - osäkerheten härrör här från osäkerheten i den förväntade temperaturökningen. Problemen med landisarna är större, eftersom en förutsägelse kräver kunskap om både temperatur- och nederbördsförändringar. Variationen mellan olika modeller är också mycket stor (Warrick & Rahman 1992, s. 99).

Typiska värden baserade på IPCC:s BAU-scenario ligger kring 20 $\pm$ 10 cm för år 2030 och kring 60-70 cm med ett betydligt större osäkerhetsintervall för år 2100. Huvudorsakerna bakom höjningen är termisk expansion och glaciäravsmältning; inlandsisarna förväntas snarast ge ett negativt bidrag genom ökad nederbörd över polerna.

För låglänta kustnära områden eller öar innebär en utveckling av det skisserade slaget naturligtvis risker. Man kan dock inte bara skriva fram havsnivåhöjningen för att dra slutsatser om konsekvenserna; bilden påverkas både av naturliga processer - sedimentation, koralltillväxt - och mänskliga anpassningsåtgärder. Om de senare innefattar större omflyttningar och förändrad markanvändning på annat håll, tenderar de dock att bli mycket kostsamma.

Naturliga ekosystem

En förstärkt växthuseffekt påverkar de naturliga ekosystemen både direkt genom högre koldioxidhalt i atmosfären och indirekt genom effekter på temperatur, fuktighet m.m. Analysen blir utomordentligt komplicerad på grund av det stora antalet variabler som kan vara av betydelse i de naturligt förekommande systemen, och existerande modeller återspeglar mycket olika ambitionsgrad när det gäller att återge komplexiteten (Reynolds & Acock 1985). Till detta kommer att huvuddelen av den empiriska forskningen har varit laboratoriebaserad. Att fältförsöken varit förhållandevis få är förståeligt, eftersom det är tekniskt komplicerat att genomföra dem, men bristen ökar osäkerheten i utsagorna om vad som händer med de verkliga systemen om en klimatförändring inträffar (Wittwer 1985, Linder 1991).

Grundhypotesen om effekterna på ekosystemen av en *höjd koldioxidhalt* i atmosfären bör vara att produktiviteten ökar, eftersom koldioxid och vatten är råmaterial i växternas fotosyntes. Växterna har utvecklats under en period i jordens historia när koldioxidhalten varit högre än det typiska värdet för jordens nutid, varför de i detta evolutionära perspektiv kan sägas leva i en permanent bristsituation. I själva verket kom koldioxidhalten under de senaste nedisningarna i närheten av den nedre gränsen för en fungerande fotosyntesprocess.

Att en höjd koldioxidhalt har en gynnsam effekt på fotosyntes och biomasseproduktion bekräftas också i experiment (Melillo m.fl. 1990 med vidare referenser). Det finns vissa skillnader i uppträdandet hos de båda kategorier växter som går under beteckningarna C_3- respektive C_4-växter; den positiva effekten är mer uttalad hos de förra. Omkring 95 procent av jordens biomassa utgörs av C_3-växter; viktigare kulturväxter som är C_4-växter är majs och durra.

Laboratorieexperimenten visar att produktiviteten inte bara höjs vid i övrigt stressfria förhållanden; växterna får också bättre förmåga att stå emot flera former av stress som de kan drabbas av (Melillo m.fl. ibid.). Det gäller vattenbrist, höga temperaturer (åtminstone för C_3-växter), försämrade ljusförhållanden och kvävebrist. Kvävefixeringen gynnas också. Vad som brukar kallas "lagen om begränsande faktorer" är alltså bara partiellt giltig (Wittwer 1985).

Att översätta dessa resultat till fältförhållanden är som nämnts svårt, eftersom många faktorer ändras när koldioxidhalten i atmosfären höjs. Respirationen blir effektivare i den meningen att vattenförlusterna per bladyteenhet minskar, men eftersom bladytan samtidigt ökar, uppvägs effekten (Woodward 1991). Inte bara växterna utan också parasiter kan påverkas positivt, nedbrytningstakten ökar, etc.

Till detta kommer de *indirekta effekterna* i form av högre temperatur, ökad nederbörd, förändrad markfuktighet m.m. Utlakningen av närsalter påverkas. Respirationsförlusterna ökar med temperaturen, vilket motverkar den högre effektivitet i vattenutnyttjandet som den ökade koldioxidhalten leder till.

Sammantaget innebär detta att olika organismer kommer att påverkas olika av omgivningsförändringarna. Arterna svarar specifikt på förändringarna (Graham 1992). Organismsamhällenas sammansättning kommer därmed att påverkas: den relativa förekomsten av olika arter ändras, några arter kan försvinna från en lokal och nya kan tillkomma. Detta är den erfarenhet som kan dras bland annat av gångna klimatförändringars effekter; medan samhällenas sammansättning förändrats radikalt även under den korta tid som förflutit sedan den senaste istiden, har den globala biodiversiteten av allt att döma inte påverkats särskilt mycket av klimatförändringarna under kvartärtid (de senaste 2 miljoner åren) (Webb 1992).

Många faktorer påverkar organismernas möjlighet att anpassa sig. En kort reproduktionscykel är en konkurrensfördel, vilket får ses som gynnsamt, eftersom de små organismerna - som har en kort reproduktionscykel - står för en dominerande del av den biologiska aktiviteten (Whitford 1992). Rörliga arter som fåglar eller däggdjur som rör sig över stora ytor har också lättare att anpassa sig än relativt stationära arter som träd.

Sammanfattningsvis kan konstateras - i enlighet med vad Fogg (1991) noterar för havsekosystemen - att en eventuell klimatförändring sannolikt kommer att märkas tydligast på organismsamhällenas sammansättning, medan aggregerade variabler som total primärproduktion påverkas mindre. I den mån människan utnyttjar arter som missgynnas kan konsekvenserna naturligtvis ändå bli kännbara.

Jordbruk och skogsbruk

Vad som sagts om de naturliga ekosystemen gäller i tillämpliga delar även de styrda ekosystem som jord- och skogsbruk replierar på. En betingad prognos om effekterna på produktionen kompliceras dock i dessa fall av att människan intervenerar. En modellbeskrivning måste därför innehålla beteendeantaganden, som alltid kan diskuteras. Till de grundläggande osäkerheterna i själva klimatkomplexet kommer därför osäkerheter både beträffande de odlade grödornas eller trädslagens respons och producenternas reaktionsmönster.

Flera kommentatorer har påverkat teknologins och flexibilitetens betydelse för att dämpa effekterna av yttre förändringar, så exempelvis Ruttan (1991) i en anmälan av Parry (1990) (se också CAST 1992). Att införa nya omgivningsbetingelser och samtidigt anta att producenterna inte förändrar sitt beteende - av kritikerna kallat "the dumb farmer hypothesis" - leder till överdrivet pessimistiska slutsatser om produktionssystemets möjligheter.

En noggrann studie av de areella näringarnas villkor i ett förändrat klimat har gjorts av Rosenberg & Crosson (1991). Analysen är begränsad till fyra delstater i USA där jord- och skogsbruk är viktiga näringar. Tekniken beskrivs förhållandevis noggrant med hjälp av ett 50-tal typ-

företag, och tidshorisonten är 2030. Som referensmaterial i bedömningen av producenternas handlingsutrymme har man utnyttjat data från 1930-talets torra och heta år, som vad de yttre betingelserna beträffar liknar en situation med förstärkt växthuseffekt.

Resultatet från studien är att anpassningsmöjligheterna är betydelsefulla, men att anpassningen i sin tur påverkar resursutnyttjandet kraftigt. Framför allt torde begränsningar i tillgången på vatten bli mer kännbara och leda till en förskjutning österut av tyngdpunkten hos den bevattnade arealen. Konsekvenserna för skogsbruket skulle enligt bedömningen bli allvarligare, åtminstone om inte biomasseproduktion blev ekonomiskt intressant.

Studier omfattande hela USA:s jordbruk har genomförts av bland andra Adams m.fl. (1988, 1990). Ingångsdata för klimatvariabler har hämtats från några olika globala strömningsmodeller och är baserade på en fördubbling av den ekvivalenta koldioxidhalten i atmosfären. Produktionssystemet beskrivs förhållandevis detaljerat, nedbrutet geografiskt och över produkter.

Resultatet visar sig vara starkt beroende av klimatmodellernas regionala mönster. Den samhällsekonomiska effekten blir för en modell positiv, omkring 10 miljarder USD årligen (1982 års penningvärde), medan den för en annan blir ungefär lika stor och negativ.

För att kunna bedöma den globala effekten på livsmedelsförsörjningen av en klimatförändring krävs naturligtvis att man beskriver hela produktionssystemet, inkl. möjligheterna att via handel utjämna variationer i rum och tid. Parrys studie (1990) har nämnts (för en sammanfattning, se Parry & Swaminathan 1992); den betonar framför allt de regionala påfrestningar som kan bli resultatet av förändrade temperaturer och nederbördsmönster. I torra och halvtorra områden kan även måttliga temperaturökningar leda till höjda respirationsförluster som blir besvärande om nederbörden inte ökar i motsvarande grad. För odlingen i nordliga marginella områden förutses å andra sidan kraftigt förbättrade betingelser; som exempel kan nämnas att det isländska jordbrukets produktion sannolikt skulle fördubblas vid en temperaturökning av 4 grader.

Kane m.fl. (1991) bygger på en beskrivning av det globala produktionssystemet kompletterad med en världshandelsmodell. Förutsättningen är även här en CO_2-fördubbling och standardmässiga antaganden om effekter på temperatur, nederbörd, avkastning m.m. Slutsatsen är i detta fall att de ekonomiska konsekvenserna på global nivå är tämligen marginella (motsvarande en tiondels procent av världens bruttonationalprodukt). För enskilda länder kan effekterna å andra sidan bli betydande.

Andra effekter

Av de infrastrukturbetonade systemen är av allt att döma *vattenförsörjningen* det som kommer att påverkas mest av en eventuell klimatförändring. I synnerhet gäller detta områden med låg nederbörd i utgångsläget

och sådana där jordbruket är beroende av bevattning. En lång rad möjligheter att öka tillförseln och effektivisera användningen står till buds (Frederick 1993), men huvuddelen av dessa är kostnadskrävande eller fordrar omdefinitioner av ägande- eller nyttjanderätter, som kan vara politiskt problematiska.

Bebyggelse, vägar och liknande skulle i vissa områden kunna åsamkas ökade skador om stormfrekvensen ökade. Modellerna är dock som tidigare nämnts otydliga på denna punkt.

Havsnivåförändringar av någon omfattning kan framtvinga infrastrukturinvesteringar i form av vallar eller omlokalisering av bebyggelse. Båda alternativen kan bli kostsamma.

Industrin är över lag mindre känslig för klimatförändringar än de areella näringarna. Byggnadssektorn kan påverkas negativt av ökad nederbörd. Turistindustrin kan regionalt förorsakas kännbara förluster men torde som helhet vara mindre känslig.

Direkta effekter på *människors hälsa* kan uppkomma som ett resultat av värmeböljor, ökad luftfuktighet m.m. I rikare länder kompenseras sådana effekter i viss utsträckning av luftkonditionering - vilket i så fall ökar energiefterfrågan - men i fattiga länder eller hos den fattiga delen av befolkningen i rika länder kan konsekvenserna bli mer direkt kännbara.

Ett svenskt perspektiv

Vad gäller de primära förändringarna är huvudalternativet för Sverige och norra Europa i stort ett mildare klimat. Visserligen skulle en utveckling med förändrade strömningsmönster i Nordatlanten enligt den Broeckerska hypotesen kunna tas till intäkt för motsatsen, men detta alternativ har mer spekulativ karaktär.

Partiella studier har gjorts av en eventuell klimatförändrings påverkan på svenska ekosystem (Lestander (red.) 1991). Några för Sverige typiska drag är det nordliga läget, som ger en låg medeltemperatur, och en förhållandevis riklig nederbörd, som medför att nederbördsmängden i de flesta fall inte är avgörande för växters produktion och överlevnad (Linder 1991). Effekterna på mark och flora kan i några fall bli oväntade; bl.a. kan en högre medeltemperatur leda till ökat tjäldjup i marken, eftersom snötäcket blir tunnare (Jansson 1991). De viktigaste trädslagen bedöms klara en omställning (Bradshaw 1991). Bland växter i stort är en expansion mot norr att förvänta; vissa extrema arter kan då trängas tillbaka till mycket begränsade refuger. Å andra sidan skulle nya arter komma att invandra från söder och öster, och sannolikt skulle antalet arter i landet öka (Elmberg 1991).

Problem skulle kunna uppkomma i koordinationen mellan olika processer, eftersom hydrologiska förlopp och näringstransport skulle påverkas, medan viktiga växtfysiologiska förlopp styrs av ljusförhållanden som inte skulle förändras (Jansson ibid.). Växtsjukdomar skulle sannolikt bli van-

ligare i jordbruket, ungefär motsvarande dagens förhållanden på kontinenten. Det skulle i sig inte behöva innebära stora problem, men Sverige skulle förlora något av sina komparativa fördelar när det gäller odling med låg bekämpningsmedelsanvändning (Umaerus 1991).

6.3.2 Ekonomiska skattningar

Beskrivningar av de reala effekterna av en eventuell klimatförändring har utnyttjats för att grovt uppskatta de ekonomiska följderna. Avsikten har då varit att åtminstone hjälpligt väga kostnader mot uppoffringar för att få en uppfattning om vilka åtgärder som är motiverade att ta på sig.

Nordhaus (1991) var en av de första att genomföra detta program, och då för USA. Kalkylen kräver dels en någorlunda komplett lista på de sekundära effekterna och de kostnader de förorsakar, dels en motsvarande lista på projekt som kan minska nettoemissioner och de kostnader som sådana projekt drar med sig. En ortodox optimal politik är att reducera emissionerna precis så långt att kostnaden för ytterligare reduktioner precis motsvarar kostnaderna för skadorna på marginalen.

Kostnadsuppskattningarna för både effekter och emissionssänkningar är naturligtvis förbundna med stora osäkerheter. Till detta kommer att kalkylen kräver att man specificerar en kalkylränta. Den kritiska parametern är skillnaden mellan den reala avkastningen på kapital och ekonomins tillväxt. Nordhaus genomför beräkningar både för mycket låga värden på den kritiska parametern (0 respektive 1 procent) - vilket reflekterar möjlighetena av en framtida stagnerande ekonomi med en samtidig låg nedskrivning av framtida kostnader och intäkter - och ett mer dagsaktuellt värde (4 procent).

Resultatet innebär för det låga skadealternativet att den marginella skadan för USA ligger på USD 1.83 per ton kol (koldioxidekvivalenter), vilket ger en mycket måttlig reduktion, huvudsakligen av CFC-användningen (som är under avveckling av andra skäl). I det höga skadealternativet och utan diskontering blir den totala skadan av storleksordningen 2 procent av BNP, vilket ger anledning att minska växthusgasemissionerna med omkring en tredjedel. I medelfallet ligger totalkostnaden kring 1 procent av BNP, marginalkostnaden på USD 7.33 och emissionen av växthusgaser reduceras med 11 procent (huvudsakligen CFC).

CFC-bidraget har som tidigare nämnts omvärderats sedan kalkylen gjordes. Det ger en högre siffra för reduktionen av koldioxid och andra växthusgaser, men huvudresultatet om en relativt måttlig reduktion står sig.

Flera reservationer är nödvändiga. För det första gäller kalkylen amerikanska förhållanden; med andra förutsättningar förändras resultatet. För en liten nation kan kostnaderna bli mycket högre i relation till BNP, vilket i så fall motiverar större reduktioner. För ett land som Sverige med låga emissioner per capita i nuläget - omkring 2 ton kol per capita och år, att jämföra med USA:s över 5 ton - och med skadekostnader som av

allt att döma ligger lägre än USA:s, skulle den optimala reduktionen ligga lägre än kalkylens.

Situationen kompliceras allmänt av att emissioner och skador inte är jämnt fördelade över världens länder.

Nordhaus' ursprungliga modell är statisk och har senare utvecklats till att omfatta även dynamiska förlopp (befolkningsökning m.m.). Detta ger en högre optimal reduktion.

För att man skall få väsentligt annorlunda resultat krävs emellertid att man förändrar förutsättningarna mer radikalt. Cline (1992) representerar ett sådant försök. Skadevärderingen ligger i snitt något högre än Nordhaus' - Cline har över lag antagit lägre anpassningsförmåga i produktionssystemen och förutsätter också en hög värdering av ekologiska skador i form av exempelvis artförluster - men den stora skillnaden ligger i tidshorisonten: Cline genomför sin diskussion i ett 300-årigt perspektiv. Skillnaden blir därför inte så stor i det medelsiktiga perspektivet - Clines skattning av effekterna på den amerikanska ekonomin av en CO_2-fördubbling ligger på 1.1 procent av BNP, att jämföra med Nordhaus' 1 procent. På lång sikt uppträder däremot en stor skillnad, eftersom Cline extrapolerar växthuseffekten på basis av en enkel formel långt utöver vad någon klimatforskare gjort, och dessutom antar att kostnaderna växer snabbt med temperaturen.

Prognoser av ekonomisk tillväxt och teknisk utveckling på 300 års sikt blir med nödvändighet spekulativa; man kan göra tankeexperimentet att långsiktiga och långtgående beslut beträffande resurspolitiken skulle fattats på 1600-talet på basis av dåtidens naturvetenskapliga och ekonomiska kunskaper. Cline har försökt komma runt åtminstone den ekonomiska delen av problemet genom att relatera kostnader och intäkter till BNP snarare än att uttrycka dem i absoluta tal; tanken är då att BNP-relationen skall vara robustare än direkta kostnadsuppskattningar. Här ligger dock en felkälla. Eftersom kostnaderna för respektive intäkterna av sänkta emissioner inte har samma profil över tiden, kommer den ekonomiska tillväxttakten att påverka resultatet. Exempelvis gör en långsammare tillväxttakt att färre projekt för att sänka emissionerna blir lönsamma.

Som kan förväntas leder Clines analys till en mer aggressiv klimatpolitik. Han undersöker bl.a. alternativet att reducera de globala emissionerna till 4 miljarder ton kol men finner att en sådan sänkning inte är fullt kostnadseffektiv (kvoten mellan nytta och kostnad är omkring 3:4). Den kan dock försvaras om beslutsfattarna är riskobenägna, dvs. är villiga att ålägga samhället en extra kostnad som försäkring mot de allvarligaste utfallen. Detta skulle motsvara omkring en 80-procentig sänkning av emissionerna i förhållande till utvecklingen utan åtgärder vid sekelskiftet 2100. För att uppnå detta bedömer Cline att kolskatten *långsiktigt* skulle behöva höjas till någonstans i intervallet 100 till 250 USD per ton. Det kan noteras att den svenska skattesatsen för hushåll redan i dag ligger på USD 125 per ton kol.

Fankhauser (1992) har utvidgat skadeuppskattningen för en koldioxidfördubbling till hela världen och får en något högre siffra i förhållande

till BNP, 1.5 procent. De flesta studier som gjorts är partiella i den meningen att ekonomins anpassningsmöjligheter inte beaktas. Ett undantag är Scheraga m.fl. (1993), som i en allmän jämviktsmodell studerar effekterna i ett ganska allvarligt fall med en medeltemperaturhöjning på 4 grader (5.1 grader i USA). Efter olika anpassningsrörelser i ekonomin blir konsumtionen omkring 1 procent lägre än den skulle vara utan en klimatförändring.

Sammanfattningsvis ger de olika ekonomiska skattningarna av en eventuell klimatförändrings konsekvenser en inte alltför disparat bild av problemets storleksordning - omkring en eller ett par procent av BNP för medelsvåra till svåra fall. Osäkerheten är naturligtvis betydande, och det är tveksamt om försöken att genomföra en konventionell kostnads-nytto-analys kan anses försvarbara. De kan dock ge en viss uppfattning om storleksordningen av effekterna och de åtgärder som kan övervägas på global basis.

6.4 Åtgärder

Åtgärder för att reducera negativa effekter av en eventuell klimatförändring kan följa endera av tre vägar: anpassning, minskning av nettoemissionerna av växthusgaser eller åtgärder för att kompensera en inträffad förändring ("ingenjörslösningar"). Före en genomgång av dessa alternativ kan det dock vara lämpligt att diskutera de allmänna förutsättningarna för åtgärder, internationellt och i Sverige.

Åtgärdsdiskussionen i detta avsnitt inskränker sig till fysiska variabler som emissionsnivåer. Den ekonomiska analysen och frågan om implementering av program svarande mot olika ambitionsnivåer behandlas i avsnitt 6.5.

6.4.1 Allmänna ramar

Klimatkonventionen

Det kan vara lämpligt att inledningsvis referera till den ramkonvention om klimatförändring som Sverige och ett antal andra länder undertecknat (Framework Convention on Climate Change, FCCC; för texten, se exempelvis prop. 1992/93:179 bil. 1.3). Konventionen syftar till en stabilisering av atmosfärens koncentration av växthusgaser "på en nivå som skulle förhindra farlig antropogen störning i klimatsystemet" (art. 2). I texten understryks bl.a.:

- Åtgärdsstrategier måste vara övergripande och beakta alla växthusgaser (preambeln).
- Både källor, sänkor och reservoarer för aktuella substanser måste beaktas (art. 3).

- Skillnader i utgångslägen, ekonomisk struktur och resursbaser skall beaktas (art. 4.2. a).
- Åtgärder kan genomföras gemensamt mellan olika nationer (*joint implementation*) i syfte att höja kostnadseffektiviteten (art. 4.2).
- Vidtagna åtgärder, inklusive unilaterala, får inte utgöra ett medel för godtycklig eller oberättigad diskriminering eller en förtäckt begränsning av internationell handel (art. 3.5).

Beträffande själva åtagandena sägs bl.a. (den svenska officiella översättningen är dessvärre bristfällig): "These policies and measures will demonstrate that developed countries are taking the lead in modifying longer-term trends in anthropogenic emissions consistent with the objective of the Convention, recognizing that a return by the end of the present decade to earlier levels of anthropogenic emissions of carbon dioxide and other greenhouse gases not controlled by the Montreal protocol would contribute to such modification [...]".

Av citatet ovan framgår att industriländerna förutsätts ta initiativet i det internationella arbetet på att begränsa emissionerna. Själva åtagandets innebörd är dock oklart; det konstateras egentligen bara att det vore bra om emissionerna vid sekelskiftet inte vore högre än de var vid någon tidigare, ospecificerad tidpunkt. En vanlig tolkning har varit att emissionerna år 2000 inte bör överstiga 1990 års emissioner.

Diskussionen har både i Sverige och internationellt i hög utsträckning kommit att kretsa kring koldioxidemissioner från fossilbränsleanvändning. Detta är naturligt, eftersom detta är det största enskilda bidraget. Konventionstexten trycker emellertid på behovet av en allomfattande strategi, där alla växthusgaser beaktas. Naturvårdsverkets ståndpunkt (SNV 1992, s. 21) att emissionerna skall reduceras för varje gas för sig saknar alltså stöd i konventionstexten. Det skäl som anförs av SNV - att osäkerhet råder beträffande vissa utsläppskällor - är inget giltigt argument för att minska flexibiliteten.

Väsentlig är också formuleringen i konventionstexten att både källor och sänkor skall beaktas. Denna fokusering på nettoemissioner är naturlig, eftersom det är nettoemissionerna som styr atmosfärshalterna och därmed är de fysikaliskt relevanta. Även här avviker SNV:s ståndpunkt från konventionstexten. Det hävdas (ibid, s. 66) att teknisk och biologisk sfär är skilda system och att utsläpps- och upptagssiffror inte är jämförbara, vilket är sakligt fel. Växternas fotosyntes gör ingen skillnad mellan koldioxid från biologisk nedbrytning och koldioxid från fossilbränslen; även den senare härrör dessutom (åtminstone enligt rådande konsensus) från organiskt material.

Det anförs vidare (ibid.) att skogens tillväxt som sänka delvis kan ses som en återhämtning av tidigare avverkningar. Här väljer man uppenbarligen referenspunkten helt fritt, sannolikt för några tusen år sedan, vid en tidpunkt då Sverige var helt täckt av skog och de mänskliga ingreppen var försumbara. Ett sådant val av referenspunkt framstår som godtyckligt; hade man gått längre tillbaka, exempelvis till den senaste istiden, hade kollagret varit väsentligt mindre. I modern tid har skogens kollager aldrig

varit så stort som nu, och den naturliga referenspunkten bör rimligen vara den i konventionssammanhang gängse, dvs. 1990.

Det kan för övrigt noteras att ett referenstillstånd motsvarande det som gällde för ett par tusen år sedan förändrar förutsättningarna för diskussionen om biodiversiteten (se kap. 8).

Sveriges utgångsläge

För Sverige har valen i dessa avseenden betydande konsekvenser. Rodhe m.fl. (1991) har uppskattat bruttoemissionen av koldioxid 1988 till 18 miljoner ton uttryckt som rent kol (Mt C). Inkluderas även metan och dikväveoxid (Svensson m.fl. 1991, Robertson 1991), stiger siffran till omkring 25 Mt C, om växthusgasernas uppvärmningspotential värderas i ett 100-årsperspektiv. CFC har en osäker nettoeffekt på uppvärmningspotentialen och kommer dessutom att tas ur bruk före sekelskiftet av andra skäl, varför de inte är centrala för policy-diskussionen. De regleras dessutom av Montreal-protokollet och omfattas inte av klimatkonventionen. *Om* de inkluderas i kalkylen (primär effekt enligt tidigare skattningar, innebär utfasningen av dessa substanser fram till sekelskiftet en minskning av emissionerna mostsvarande knappt 6 miljoner ton kol i 100-årsperspektivet, eller omkring 20 procent av emissionerna från fossilbränsleanvändningen.)

Övriga gasers bidrag (HFC, SF_6 m.fl.) är i nuläget marginella.

Skillnaden för Sveriges vidkommande blir stor om netto- snarare än bruttoemissioner beaktas. Rodhe m.fl. (1991), Eriksson (1991) anger siffran 14 Mt C för nettoemissionen av de tre gaser som inkluderats ovan, vilket alltså innebär en reduktion med 40-45 procent. Jernelöv (1992) redovisar en större skillnad mellan netto- och bruttosiffror. Skillnaderna mellan Jernelövs och Rodhes m.fl. kalkyler har tre orsaker. Osäkerhet om hur de träbaserade produkter som går in i den tekniska sfären skall hanteras förklarar en liten skillnad (delar av en miljon ton). Väsentligt större skillnad ger hanteringen av Sveriges export av skogsprodukter (ca 5 Mt C). Jernelöv subtraherar denna mängd från Sveriges kolbudget, eftersom de stater som importerar produkterna från Sverige därmed kan sägas överta ansvaret för hanteringen. Detta är också den enda redovisningsmetod som ger konsistens, eftersom de av Sverige importerade fossilbränslena redovisas på Sveriges konto. Det förutsätter naturligtvis i sin tur att de importerade länderna redovisar sin fortsatta hantering av produkterna.

Det tredje bidraget till skillnaden härrör från sedimentering av organiskt material på svenskt territorialvatten. Här är osäkerheten mycket stor; Jernelövs skattning är 5-10 Mt C, men väsentligt lägre siffror företräds av vissa (H. Rodhe, pers. medd.). Det är naturligtvis endast den av människan påverkade delen av processen som bör redovisas, även om totalsiffran är intressant för bilden av de processer som ingår i kolcykeln.

Ytterligare en post som kan vara intressant är kolförrådet i marken, som beror av produktionsmetoder inom jord- och skogsbruk och därför kan påverkas med olika styrmetoder. Även på detta område är kunskaperna ofullständiga, men det kan anses belagt att de produktionsmetoder som tillämpats under senare decennier har minskat kolförrådet i marken. Detta öppnar möjligheter att binda kol genom att restaurera tidigare nivåer.

Jernelövs kalkyl ger sammanfattningsvis en bruttoemission från Sverige av 18.4 miljoner ton kol årligen och en fixering av 25.7 miljoner ton, dvs. en nettofixering (eller negativ emission) av 7.3 miljoner ton kol. Om man med hänsyn till osäkerheterna kring sedimentationen sätter denna term till 0, blir nettofixeringen 0.3 miljoner ton kol per år. Kalkylen inkluderar endast koldioxidbalansen; kompletterar man med metan och dikväveoxid enligt de ovan refererade källorna, får man resultatet i tabell 6.2.

Tabell 6.2 Nettoemissioner av växthusgaser i Sverige, uttryckta i kolekvivalenter i ett 100-årsperspektiv. CFC och relaterade substanser ej inkluderade.

	Mt C
Koldioxid	-0.3
Metan	2.1
Dikväveoxid	2.5
Summa	**4.3**

Källor: Jernelöv (1992), Rodhe m.fl. (1991).

Osäkerheterna i uppskattningarna torde ligga kring +/- 5 Mt C. *Med de kalkylförutsättningar som redovisats här lämnar Sverige för närvarande ett mycket litet bidrag till växthuseffekten.*

Denna situation kan förväntas bestå i några decennier, om inte efterfrågan på skogsråvara skulle öka kraftigt, vilket inte förutses (Hultkrantz 1992), och om inga drastiska ökningar av emissionerna sker. Ackumulationen av biomassa i skogen klingar emellertid av några decennier in på nästa sekel, varför man i det längre perspektivet bör diskutera åtgärder för att reducera emissionerna om risken för klimatförändringar bedöms som allvarlig. Men det är väsentligt att understryka att ny kunskap om klimatsystemets svar på ökningen av växthusgashalterna i atmosfären kommer att vinnas under tiden. Tidsfristen kan utnyttjas för att minska risken för felaktiga beslut.

Ytterligare en central fråga gäller hur konventionens formulering om hänsyn till utgångsläget skall tolkas. Industriländer som Frankrike, Norge och Sverige har låga emissionstal per capita. I Sveriges fall beror detta på en kombination av vattenkraft och kärnkraft i elproduktionen och en allmänt hög energieffektivitet bl.a. i bostadsuppvärmningen. Hur detta skall beaktas är en öppen fråga, som måste regleras i de fortsatta förhandlingarna.

Än större blir problemen om hänsyn tas till de naturliga processerna. Innan människan påverkade emissionerna i nämnvärd omfattning, var

Sverige en nettoemitterare beroende på att emissionen av metan från våtmarker dominerade över kolfixeringen (Rodhe m.fl. 1991). På grund av omfattande dikningsverksamhet har denna nettoemission förbytts i sin motsats. Man kan argumentera för att även denna antropogena förändring bör tillgodoräknas, men effektens storlek beror av valet av utgångsår.

Hur bör man resonera beträffande åtagandet för en nation som har en liten emission? En möjlighet är att relatera till de långsiktiga mål för kolbalansen som formulerats i exempelvis IPCC-arbetet. Grovt räknat kan rekommendationen sägas gå ut på ett krav om halvering av den globala emissionen. På per-capita-basis innebär detta 0.5 ton per år, vilket för Sveriges vidkommande betyder 4-5 miljoner ton per år. Detta överensstämmer med uppskattningen i tabell 6.2. Så länge nettoemissionen från Sverige understiger denna siffra, bör vi kunna sägas ha uppfyllt rimliga krav på återhållsamhet. Även andra normer än globalt utjämnade utsläpp på per-capita-basis är naturligtvis tänkbara.

6.4.2 Anpassning

Den dominerande strategin för att möta förändringar i den yttre miljön har under huvuddelen av människans historia varit anpassning. Oavsett vilka resultat som nås på andra vägar, står det fullt klart att anpassning skulle komma att spela en roll om en klimatförändring blev verklighet. Huvuddelen av sådana åtgärder skulle ske spontant och decentraliserat.

En genomgång av effekterna av en potentiell klimatförändring ger vid handen att sektorer som industri, energiförsörjning, transporter och bostäder är förhållandevis okänsliga för klimatförändringar i ett land som Sverige. Ett möjligt undantag är vattenkraftproduktionen, som kan påverkas av ändrade nederbördsförhållanden.

Större direkt påverkan kan förväntas i sektorer som jord- och skogsbruk och turism samt beträffande kustnära bebyggelse. I de flesta fall finns både positiva och negativa faktorer, men anpassningen kan i alla händelser förväntas kräva resurser.

Störst känslighet i kombination med problem i anpassningen kan förväntas i naturliga ekosystem. I vissa avseenden kan anpassningen förväntas tas om hand; exempelvis bör skogsindustrins råvaruproducenter ha ett intresse av att möta förändringar i klimatet genom val av plantmaterial och skötselmetoder. För de ekosystem som inte direkt exploateras kan problemen bli större, eftersom det där kan saknas en mänsklig aktör som övervakar och ingriper. De naturliga ekosystemen har dock under vissa perioder dock utsatts för exempelvis temperaturförändringar som är snabbare än vad som i litteraturen kring klimatfrågan angivits som acceptabelt (0.1-0.2 grader per decennium); se avsnitt 6.5.

6.4.3 Minskade nettoemissioner

En strategi för att minska nettoemissionerna av växthusgaser kan baseras antingen på en minskning av bruttoemissionerna eller en ökning av kolfixeringen i större reservoarer eller på en kombination av dessa båda möjligheter. Det finns naturligtvis en praktisk gräns för hur mycket kol som kan fixeras i någorlunda lättillgängliga sänkor (liksom det finns en gräns för hur mycket fossilt kol som kan emitteras), men om de potentiella reservoarerna är mycket stora, kan fixeringen ge ett substantiellt bidrag under lång tid.

Strategier för minskade bruttoemissioner

Med "minskade" emissioner avses minskningar i förhållande till någon tänkt utveckling utan politiska ingrepp. Det kan i och för sig för någon nation eller delkomponent i produktionssystemet innebära en ökning i absoluta tal.

Den totala emissionen brukar faktoriseras i befolkning (antal personer), produktion per capita (USD/capita) och emission per producerad enhet (exempelvis kg CO_2/USD). Alla dessa kan påverkas. *Familjeplaneringsprogram* kan ses i ljuset av sina miljöpolitiska effekter och är i det globala perspektivet en fullt realistisk åtgärd. Eftersom den genomsnittliga emissionen per capita är högre i industriländerna än i utvecklingsländerna, kan en begränsning av befolkningsökningen ses som väl så angelägen i de förra (Åström 1972). På grund av den utbredda användningen av preventivmedel i industriländerna saknas det emellertid någon enkel policyvariabel; fertiliteten styrs av faktorer som varken är väl kända eller lättåtkomliga för politiska beslut. I många utvecklingsländer är situationen annorlunda. Man måste dock beakta att en långsammare befolkningstillväxt kan återverka på de övriga faktorerna, produktion per capita och specifik emission, vilket förändrar effekten av en sänkt nativitet sedd isolerad.

Lika viktig som en direkt påverkan på fertiliteten via familjeplanering är dessutom den indirekta - och i många avseenden mer tilltalande - vägen över allmän ekonomisk politik, utbildningspolitik m.m.

Konsumtion per capita

Den andra faktorn, produktion eller konsumtion per capita, är svårhanterlig ur policysynvinkel. En stabil ekonomisk tillväxt med hänsyn tagen till de restriktioner som miljö, anpassningskostnader m.m. ställer brukar anses som ett centralt mål för den ekonomiska politiken. Som framgått av diskussionen i avsnitt 1.2 är sambandet mellan ekonomisk tillväxt och miljöpåverkan komplicerat, varför en politik för att hålla tillbaka tillväxten med syfte att reducera miljöpåverkan riskerar att vara

kontraproduktiv, bortsett från andra problem. Den naturliga vägen är att påverka den specifika miljöbelastningen, dvs. konsumtionens sammansättning och den teknologi som utnyttjas.

Konsumtionens sammansättning

Som framgått av avsnitt 2.2 finns en naturlig tendens till minskad *specifik* miljöpåverkan (dvs. miljöeffekt per BNP-dollar) vid högre inkomstnivåer, eftersom konsumtionsprofilen i väsentlig mån förskjuts mot mindre miljöstörande innehåll. Denna regel är inte utan undantag; så ökar exempelvis efterfrågan på transporter när inkomsten stiger.

I ekonomisk analys brukar preferenserna normalt antas givna och oåtkomliga för direkt påverkan. Om offentliga ingrepp har effekt på konsumtionsprofilen, är denna indirekt; en energiskatt förskjuter konsumtionen bort från varor och tjänster med högt energiinnehåll. Från allmän policysynpunkt finns det emellertid ingen anledning att inskränka repertoaren av offentliga ingrepp till denna typ; en direkt påverkan på konsumenternas beteendemönster genom information kan diskuteras jämsides med en indirekt. Det avgörande bör vara kostnadseffektiviteten hos olika åtgärder. Hälsoekonomiska analyser visar exempelvis hög kostnadseffektivitet för program som innebär uppmaningar att sluta röka (Rosén 1991, Sjöberg & Ogander 1994), och motsvarigheter på miljöområdet är både tänkbara och rimliga att överväga.

Ett exempel på viktigt indirekt inflytande från det offentliga som inte går vägen över priser är via bebyggelse- och infrastrukturen, som båda i väsentlig grad påverkar efterfrågan på transporter.

Teknologi

Listan på möjliga tekniska förändringar i syfte att reducera emissionen av växthusgaser kan göras mycket lång; för översikter se exempelvis Barbier m.fl. (1991), Johansson m.fl. (1989, 1993), Mills m.fl. (1991), STEV (1989 a,b), TFB (1990). Huvuddelen av emissionerna härrör från energianvändningen, och de två huvudvägarna är byte av energibärare och minskad användning av energibärare. Övergång från kol till olja eller naturgas minskar emissionerna per energienhet med omkring 25 respektive 45 procent. Flera europeiska länder kommer att kunna uppfylla sina internationella åtaganden beträffande emissioner genom denna förhållandevis enkla övergång, samtidigt som man avvecklar olönsam inhemsk kolindustri. För Sverige, vars användning av energikol ligger under 2 miljoner ton per år, är detta ingen möjlig väg. En övergång från olja till naturgas skulle dock reducera emissionerna mer påtagligt.

Biobränslen

Stora förhoppningar knyts både i Sverige och internationellt till biobränslen som en väg att varaktigt reducera emissionen av växthusgaser till priset av måttliga ekonomiska uppoffringar. Bakom dessa förhoppningar ligger en föreställning att biobränslena inte bidrar till växthuseffekten, eftersom det kol som emitteras i form av koldioxid vid förbränning en gång har bundits i biomassa genom fotosyntes.

Detta är emellertid en felaktig bild. För det första beror emissionen på vilket begynnelsetillstånd man relaterar till. Om man vid en viss tidpunkt avverkar skog och förbränner virket, kommer koldioxidhalten i atmosfären att öka. Om man för enkelhets skull antar att skogen åter når sitt mognadstillstånd på 100 år och utvärderar olika handlingsalternativ i ett 100-årsperspektiv, kommer den ökade koldioxidhalten i atmosfären i runda tal att motsvara hälften av vad den hade varit om man i stället använt fossilbränsle. Startar man i stället med att bygga upp biomassaförrådet, blir utfallet ett annat, men då uppstår å andra sidan en tidsfördröjning.

Vidare emitteras vid förbränning av biomassa också andra gaser än koldioxid, av vilka några är växthusgaser. Nettoeffekten i förhållande till ett fossilbaserat alternativ beror av effektiviteten i energiomvandlingen och emissionen av dessa övriga gaser. Följande exempel, hämtat från Hayes & Smith (1993), illustrerar problemet.

Omkring hälften av världens befolkning, eller 2-3 miljarder människor, lagar sin dagliga mat på enkla, vedeldade spisar med låg verkningsgrad. Veden skördas på många håll på ett sätt som inte är uthålligt. Det närmast till hands liggande alternativet för de hushåll i utvecklingsländerna som höjer sin inkomst är en fotogen- eller propaneldad spis. Bägge alternativen är fossilbaserade, vilket alltså vid första anblicken ser ut att ge ett ökat bidrag till växthuseffekten. Förbränningen i vedspisen är emellertid ofullständig och ger upphov till andra växthusgaser än koldioxid, både metan och andra kolväten. Dessutom är energiinnehållet i fotogen per kolatom räknat 1.5 gånger högre än i trä, samtidigt som verkningsgraden i fotogenspisen är storleksordningen 2.5 gånger högre. Hur nettobidragen till uppvärmningspotentialen förhåller sig beror dels av vilken tidshorisont man väljer, dels av om man antar att veden skördas uthålligt. Resultatet framgår av följande tabell (data från Smith m.fl. 1993).

Tabell 6.3 Förändring av bidrag till uppvärmningspotential vid övergång från traditionell vedeldad spis till fotogen- eller propanspis; emissionen från vedspisen satt till 1.

	Tidshorisont (år)		
	20	100	500
Ej uthålligt skördad ved			
Fotogen	0.19	0.23	0.25
Propan	0.12	0.16	0.17
Uthålligt skördad ved			
Fotogen	0.44	0.96	1.5
Propan	0.27	0.63	1.0

Källa: Smith m.fl. (1993).

Av tabellen framgår att de fossileldade alternativen i alla fall utom ett ger ett *lägre* bidrag till växthuseffekten än det biomassebaserade. Undantaget är fotogen när kalkylen baseras på den allra längsta tidshorisonten, 500 år.

Exemplet kan framstå som extremt men är inte desto mindre viktigt, eftersom den analyserade spisen är så utbredd i världen. Parametrarna är inte representativa för Sverige, där de tekniska förutsättningarna för förbränning av biobränsle normalt är bättre än i exemplet. Slutsatsen är icke desto mindre att effekten i växthusgashänseende vid byte av bränsle generellt sett är en öppen fråga. Övergång till biobränslen måste liksom andra förändringar underkastas samma effektivitetskalkyl som andra projekt för att minska emissionerna (se avsnitt 6.5). Den relevanta frågan att ställa är vad det kostar att eliminera ett ton kol ur atmosfären, och biobränslen och andra biologiskt producerade råvaror intar i det sammanhanget ingen särställning.

Som exempel på en sådan analys kan nämnas en studie av flytande biobränslen från International Energy Agency (IEA 1993). För flytande bränsle från europeisk veteodling ligger kostnaden för att eliminera ett ton kol ur atmosfären på 800-900 USD, dvs. omkring 7 gånger så högt som den internationellt sett mycket höga svenska koldioxidskatten. Det konkurrenskraftigaste bränslet är enligt den refererade studien metanol från skogsråvara, för vilken kostnaden ligger mellan 200 och 300 USD per ton kol, dvs. dubbelt så högt som den svenska koldioxidskatten.

Övriga gaser

Efter koldioxid ger *metan* det enskilda största bidraget till Sveriges bruttoemissioner. Huvudkällan är våtmarker i norra Sverige och därmed naturlig. Husdjuren ger det största antropogena bidraget.

Utdikning av skogs- och jordbruksmark minskar metanproduktionen men ökar i gengäld emissionen av koldioxid, varför nettoeffekten är mer osäker. Exemplet understryker ånyo vikten av en total budget för växt-

husgaserna; utan en sådan skulle utdikning av skogsmark riskera att bokföras enbart som en antropogen källa till koldioxid, medan reduktionen av den naturliga metanemissionen glöms bort. Torvbrytning ger ett analogt exempel (SNV 1992, ss. 259 ff.).

De huvudsakliga källorna för *dikväveoxid* i Sverige vid sidan av de naturliga är gödselanvändning (såväl naturlig som handelsgödsel), stationära förbränningsanläggningar och trafiken. Bidraget från naturliga källor är större än det antropogena. Dessvärre kan teknik för sänkta NO_x-utsläpp, exempelvis katalytisk avgasrening, medföra en ökning av emissionen av dikväveoxid. Förbättrad gödselhantering kan bidra till att reducera emissionen.

Användningen av *CFC* kommer som nämnts att upphöra före sekelskiftet. Bidraget från ersättningssubstanserna är svårt att förutse. Tillskott från andra gaser, exempelvis SF_6, förblir troligen marginella men bör bevakas.

Kolfixering

Möjligheterna att medvetet utnyttja kolsänkor för att motverka ackumulationen av koldioxid i atmosfären har diskuterats intensivt under senare år. Eftersom tänkbara kolsänkor har praktiska gränser är detta en temporär lösning. Den tid som kan vinnas för att vinna ökad kunskap om klimatproblemet är dock mycket värd, varför möjligheten måste övervägas seriöst. Huvuddelen av diskussionen har kretsat kring skogen, trots att marken utgör en dubbelt så stor kolsänka som den stående biomassan.

Sedjo (1989) har skattat det globala behovet av areal för skogsplantering för att hejda CO_2-ökningen i atmosfären till 465 miljoner hektar, baserat på en genomsnittlig tillväxt av 15 m^3 per hektar och år. Olika uppskattningar av tillgången på tidigare beskogad areal som skulle kunna utnyttjas tyder på att gränsen går någonstans här. Mycket tyder dock på att andra problem än de rent fysiska begränsningarna gör potentialen lägre (Persson 1993): incitament på lokal nivå, otillräckliga resurser för skötsel m.m. Detta gör att optimistiska kalkyler för vad som skulle kunna uppnås med skogsplantering i u-länder framstår som orealistiska.

För ett genomsnittligt industriland med 10 miljoner invånare och en emission av 3 ton per capita krävs en planterad areal av storleksordningen 1 miljon hektar för att ge substantiella bidrag till kolbalansen, om man antar en fixeringshastighet av 6-8 ton kol per hektar och år. Eftersom den planterade arealen globalt uppskattas till 2-3 miljoner hektar (ibid.), innebär detta en mycket kraftig ökning. En övre gräns torde ligga på ett par hundra miljoner hektar, motsvarande en fixering av 1-2 miljarder ton kol per år. Det skulle i så fall motsvara det uppskattade bidraget från dagens avskogning.

Uppskattningsvis 20 procent av det globala bidraget till CO_2-emissioner härrör från avskogning, och det förefaller därför naturligast att hejda avskogningen innan man påbörjar ambitiösa nyplanteringsprojekt. De eko-

nomiska analyser som gjorts pekar också på att sådana projekt är effektivare. När det handlar om återbeskogning, är ofta spontan föryngring att föredra framför plantering (Persson ibid.); plantering kan dock rätt skött ge större utdelning (Kyrklund 1990).

Arrhenius & Waltz (1990) argumenterar för att kolsänkan i marken ligger närmare till hands att exploatera. Även i detta fall handlar det om att vidta en åtgärd, i detta fall markförbättring, som huvudsakligen är motiverad av andra skäl men som har bonuseffekter på klimatproblemet.

Ett likartat förslag gäller möjligheterna att öka produktiviteten i havet genom gödsling med järn (Martin 1990) och därigenom binda koldioxid. Förslaget har dock kritiserats från genomförbarhetssynpunkt (Peng m.fl. 1992). Senare analys av Broecker indikerar att en mättnadseffekt skulle inträffa efter några decennier, vilket alltså sätter en påtaglig övre gräns för vad som kan uppnås (B. Bolin, pers. medd.).

Det finns också rent tekniska möjligheter att avskilja koldioxid ur luft och fixera gasen. Sådana lösningar är i dagsläget väsentligt dyrare än att utnyttja biologisk fixering men kan möjligen få en betydelse på sikt (Turkenburg 1993).

6.4.4 Ingenjörslösningar

Med ingenjörslösningar (*geoengineering*) avses ingrepp i stor skala i syfte att reducera effekterna av klimatförändringar då de inträtt snarare än att förebygga förändringarna (NAS 1991). De flesta förslag bygger på idén att reducera den infallande solstrålningen genom avskärmning, exempelvis genom stora speglar eller partiklar. Förslagen kan förefalla science-fiction-betonade, dock inte mer än att ett amerikanskt företag har fått patent på idén att utnyttja aerosoler för detta syfte.

Ingenjörslösningarna har kritiserats för att koncentrera sig på symptom snarare än problem. Existensen av sådana alternativ kan naturligtvis också minska intresset för att göra något åt emissionerna. Klart är också att vissa av förslagen inför nya typer av risker, eftersom atmosfärskemin kan komma att påverkas.

Denna kritik är väl motiverad. Huvudskälet att ändå ägna dessa alternativ ett intresse är att de växthusgasemissioner som redan inträffat eller med nödvändighet kommer som ett resultat av befintliga produktionssystem i värsta fall kan vara tillräckliga för att utlösa klimatförändringar. Skulle de mest pessimistiska prognoserna vara korrekta, kan ingenjörslösningarna erbjuda en nödutväg undan värre konsekvenser.

6.5 Kostnader, finansiering och implementering

Klimatfrågan har karaktären av ett försäkringsproblem. För att reducera risken för skadliga klimatförändringar kan vi globalt ålägga oss restriktioner - minska emissioner av växthusgaser, öka fixeringen av kol i mark

och skog, etc. Detta medför kostnader, åtminstone om ambitionsnivån sätts någorlunda högt. Det politiska problemet är att avgöra vilken riskpremie vi är villiga att ta på oss för att uppnå en viss riskreduktion.

Vissa försök har gjorts att precisera en ambitionsnivå för klimatpolitiken med hjälp av temperaturindikatorer och liknande. Resultaten av dessa övningar har vunnit en spridning som knappast motsvarar det vetenskapliga fundamentet för dem. I Rijsberman & Swart (eds.) (1990) föreslås en maximal temperaturförändringshastighet av 0.1 grad per decennium och en maximal absolut temperaturförändring av 1 alternativt 2 grader (lågrisk- respektive högriskgräns). Någon solid grund för dessa siffror presenteras inte i rapporten. Valet är exempelvis beroende av att man använder Celsius-skalan för temperaturangivelser; om man hade utnyttjat Fahrenheit-skalan, hade resultatet med all sannolikhet blivit ett annat (2 grader F i stället för 1 grad C etc.), med andra konsekvenser för policy-kraven. En solid grund kan inte heller finnas så länge de globala medelvärdesförändringarna inte går att översätta till lokala eller regionala variationer; det är de senare som definierar omgivningarna för de levande organismerna. Som framgår av klimatrekonstruktionerna har exempelvis den skandinaviska naturen upplevt snabbare lokala variationer; Briffa m.fl. (1992) anger en temperatursänkning på 1.5 grader under perioden 770-800, vilket innebär 0.5 grader per decennium, och en likartad sänkning mellan 1090 och 1130 (0.4 grader per decennium). Dessa värden avser regionala variationer, vilket är vad organismerna faktiskt har upplevt.

Inte desto mindre har de i Rijsberman & Swart föreslagna gränserna citerats i Naturvårdsverkets klimatrapport (SNV 1992, s. 5) som baserade på faktiska gränser för vad ekosystemen behöver för att anpassa sig. I prop. 1992/93:179 (s. 32) har det ansvariga statsrådet internaliserat denna bedömning: "Jag har uppskattat att detta innebär att ökningen av den globala medeltemperaturen inte bör överstiga 0.1 grad per decennium eller 2 grader sedan industrialismens början." Som framgått är grunden för detta politiska åtagande något skakig.

Idealt kan valet av åtgärder genomföras som en kostnads/intäktsanalys, med kravet att minskningen av förlusten vid inträffad skada på marginalen uppväger uppoffringen. Av skäl som anfördes i avsnitt 6.3.2 går ett sådant program inte att genomföra fullt ut. Vid sidan av osäkerheterna i uppskattningen av skador och kostnader finns problemet med riskaversion. Vid förändringar av den storleksordning som diskuteras kan andra attityder än riskneutralitet lätt försvaras. Det blir därför ett genuint värderingsproblem att träffa avvägningen mellan nytta och kostnad.

Ett meningsfullt problem är då att försöka uppskatta *kostnaderna* för olika tänkbara ambitionsnivåer vad beträffar minskningen av emissioner av växthusgaser. Rimligen kommer beslut beträffande ambitionsnivån vara beroende av kostnadsuppskattningen.

Program för reduktioner finns på olika nivåer och med olika tidshorisonter. Exempelvis anges i IPCC-rapportens policydel (IPCC 1990 b) ett scenario (*control policies scenario*), i vilket koldioxidemissionerna

reduceras med 40 procent till år 2100, metan- och dikväveoxidemissionerna stabiliseras och CFC fasas ut till år 2050. Detta ger en stabilisering av atmosfärshalten under den nivå som motsvarar en fördubbling av potentialen i CO_2-ekvivalenter räknat. Olika studier har dessvärre arbetat med olika tidshorisonter och olika reduktionsnivåer, vilket försvårar en jämförelse.

Gjorda kostnadsuppskattningar förutsätter att reduktionerna sker kostnadseffektivt. Vid avvikelser från optimala handlingslinjer ökar naturligtvis kostnaderna. Klimatkonventionen understryker vikten av kostnadseffektiva lösningar (art. 3.3).

Ett helt annat problem är *finansieringen*, dvs. fördelningen av bördan för olika reduktionsprogram. Eftersom ett globalt program måste framförhandlas i konsensus mellan i-länder och åtminstone de viktigare u-länderna, kommer denna fråga att spela stor roll för vad som går att uppnå. Oavsett vilken fördelningsnyckel som utnyttjas, krävs att alla i sammanhanget viktigare nationer upplever den resulterande fördelningen som rimlig.

Varje reduktionsprogram förutsätter också en strategi för *implementering* för att bli trovärdigt. Även om olika strategier i princip är ekvivalenta kommer de i praktiken att skilja sig vad beträffar administrativa kostnader, möjligheterna att övervaka efterlevnaden m.m. Även valet av implementeringssätt kan förväntas påverka ambitionsnivån.

6.5.1 Kostnader

Problemet att uppskatta kostnaderna för olika program för att reducera emissionerna av växthusgaser uppvisar analogier med det grundläggande fysikaliska problemet. Det ekonomiska systemets dynamiska egenskaper är i vissa avseenden lika dåligt kända som klimatsystemets. Båda har turbulenta inslag som sannolikt sätter en gräns för förmågan att göra betingade prognoser. Det aktuella tillståndet kan mätas bara med viss precision. I båda fallen är det svårt att förutsäga effekterna av ingrepp.

Större förändringar av förutsättningarna för det ekonomiska livet är därför, liksom förändringar av atmosfärens sammansättning, förenade med risker. Eftersom ekonomins tillstånd återverkar på sociala och politiska förhållanden, även internationellt, är riskerna inte bara av ekonomisk natur.

Ett byte av energisystem, eventuellt i kombination med stora transporttekniska förändringar, skapar nya villkor. Historiskt har större förändringar av infrastrukturen i många fall haft långtgående följdverkningar på andra områden än de rent tekniska. En generellt tillämpad "försiktighetsprincip" leder med andra ord inte nödvändigtvis till högsta möjliga ambitionsnivå vad avser just reduktionen av växthusgaser.

Modeller

Mot bakgrund av vad som ovan sagts blir utsagor om kostnaderna för olika reduktionsprogram förenade med mycket stor osäkerhet. Ett tiotal större modellansatser för att analysera problemet finns rapporterade i litteraturen (för översikter, se Boero m.fl. 1991, Dean 1993). Huvudintrycket är att skillnaderna är mycket stora, även sedan förutsättningarna ensats med avseende på tidshorisont och reduktionsnivå. Skillnaderna går i väsentlig utsträckning att återföra på skillnader i den grundläggande modellansatsen och värden på centrala parametrar.

Eftersom politikvalet påverkar både ekonomi och klimat, bör en analys av välfärdsförändringar ta alla dimensioner i beaktande. Svårigheterna att mäta den klimatrelaterade välfärdsförändringen gör att intresset koncentrerats till den ekonomiska dimensionen. Blott några få studier (Whalley & Wigle 1991, Burniaux m.fl. 1992) har utnyttjat ett etablerat välfärdsmått (den Hickska kompenserande variationen); flertalet har uttryckt förändringen i relation till BNP ett visst årtal eller under en följd av år.

BNP kan påverkas på olika sätt av reduktioner. Vissa åtgärder kan höja den, exempelvis genom att korrigera marknads- eller politikmisslyckanden eller minska dödviktsförluster i det befintliga skattesystemet. Sådana förändringar, som alltså kan motiveras med andra skäl än de rent miljörelaterade, s.k. *no-regrets policies* eller *plus-plus-lösningar*, kan naturligtvis försvaras oavsett vilken ambitionsnivån man har i klimatfrågan. Viss försiktighet krävs dock i beskrivningen av dessa åtgärder, eftersom en rent teknisk-ekonomisk analys inte säkert inkluderar alla kostnader som är förknippade med en förändring. Det kan finnas skäl på andra politikområden, exempelvis av fördelningspolitisk natur, som motiverar den rådande ordningen. Å andra sidan bör inte termen "politiska kostnader" få användas som generellt argument mot förändringar.

Andra åtgärder kan sänka BNP fortvarigt, antingen genom att minska tillväxttakten eller också genom att styra över utvecklingen till en annan bana med samma tillväxttakt men på en lägre nivå. En tredje typ av kostnad är anpassningskostnader, t.ex. på grund av förtidig skrotning av kapital vid en snabb förändring av relativpriserna.

En av tvistefrågorna kring plus-plus-lösningarna är som nämndes ovan hur stor denna kategori är. Ett viktigt exempel är subventioner till energianvändning, ymnigt förekommande i f.d. Sovjetunionen och Östeuropa, men också i många utvecklingsländer och också inom OECD-kretsen. Shah & Larsen har beräknat att en avveckling av energisubsidierna skulle leda till en sänkning av den globala koldioxidemissionen med 9 procent, om effekterna på världsmarknadspriserna inte medräknas; Burniaux m.fl. (1992) skattar sänkningen vid avvecklade subventioner till så mycket som 22 procent.

Ett annat viktigt exempel på miljöstörande marknadsingrepp är subventionssystem som bidrar till avskogningen i tropiska regioner (Binswanger 1991, Panayotou & Ashton 1992, kap. 12).

Skillnaderna i resultaten mellan olika modeller beror på olikheter både i de yttre förutsättningarna och i beskrivningen av den teknisk-ekonomiska förändringsprocessen. Att den föreskrivna hastigheten i reduktionen av emissioner påverkar kostnaden är självklart, liksom att användningen från influtna skattemedel från en energiskatt påverkar resultatet. Mer problematiska är skillnader som beror på antaganden om vilket handlingsutrymme som faktiskt föreligger. Hastigheten hos den *tekniska utveckling* som fortskrider oberoende av relativprisförändringar, *substitutionsmöjligheterna* mellan olika energislag och mellan energi och andra produktionsfaktorer och mer allmänt *noggrannheten i beskrivningen* av energisektor och makroekonomi är modellberoende parametrar som visar sig vara helt avgörande för resultatet.

I väsentlig grad avgörs sådana frågor av den disciplinära bakgrunden hos dem som analyserar problemet. Ekonomer tenderar att arbeta med relativt översiktliga beskrivningar av energisystemet och koncentrerar sig på samspelet mellan energisektorn och makroekonomiska fundament som tillväxttakt, resursallokering etc. (*top-down*-beskrivningar). Personer med teknisk-naturvetenskaplig skolning ger över lag en bättre bild av det tekniskt möjliga på kort och lång sikt men avstår normalt från empiriskt skattade beteendemodeller (*bottom-up*-beskrivningar).

Det är svårt att klassa den ena eller andra av dessa modellbeskrivningar som generellt överlägsen (för några inlägg i diskussionen, se Dean 1993, Johansson & Swisher 1993, Wilson & Swisher 1993). De har utvecklats för delvis olika syften, och resultaten bör tolkas på olika sätt, även om båda arbetar med kostnadsuppgifter. Att de ekonomiska modellerna är baserade på en teori om drivkrafterna bakom investeringar och andra relevanta beslut och därutöver är statistiskt prövbara är naturligtvis en styrka. Å andra sidan är betingade prognoser på drygt hundra års sikt skakiga, när det statistiska underlaget hämtas från några efterkrigsdecennier; en global fossilbränslemarknad av någon betydelse är ett tämligen nytt fenomen i världsekonomin. De parametrar som visat sig vara centrala för resultaten - teknisk förändringstakt, substitutionselasticiteter m.fl. - har bara mening som statistiska abstraktioner och är inte direkt mätbara ute i samhället. De är svårtolkade blandningar av mer eller mindre stabila beteendesamband, institutionella förutsättningar och andra restriktioner. Eftersom en del av policydiskussionen handlar om att förändra institutioner och andra restriktioner, riskerar modellerna att onödigtvis inskränka handlingsutrymmet och överskatta kostnaderna. Ett illustrativt exempel är Whalley & Wigles (1991) antagande om neutral teknisk utveckling (dvs. sådan som inte gynnar någon produktionsfaktor mer än någon annan) och konstanta substitutionsmöjligheter mellan fossila och icke-fossila bränslen, samtidigt som man laborerar med fem- till sexdubblade priser på kol. Detta är uppenbart inkonsistent (Newbery 1991, Zalm 1991).

Boero m.fl. (1991) gör den policyrelevanta noteringen att inom klassen av ekonomiska modeller tenderar sådana som har en noggrannare beskrivning av energisystemet att ge en lägre kostnad för en given reduktion.

McKibbin & Wilcoxens modell (1992, 1993) har tillkommit efter det att de tidigare nämnda översikterna skrevs. De viktigaste förändringarna i förhållande till tidigare ansatser är att kapitalflöden modelleras och att investerarna antas ha perfekt förutseende beträffande framtida faktorprisutveckling, medan andra modeller bygger på närsynthet. Detta något optimistiska antagande ger radikalt annorlunda resultat. Kapitalflödeseffekter kan ta över priseffekter och förbättra bytesbalansen när den rena priseffekten ger en försämring. Ett något oväntat resultat, som delvis förklaras av de orealistiska antagandena, är att läckaget av fossilbränsleanvändning via handelsflöden från länder med koldioxidskatt till länder utan sådan skatt blir litet.

Resultat: top-down-modeller

Trots de reservationer som gjorts kan det vara av värde att försöka sammanfatta resultaten från gjorda kostnadsskattningar. Cline (1992) har i en regressionsformel sammanfattat resultatet från ett antal skattningar av kostnaden Y (i procent av BNP) för en viss sänkning C (i procent) av emissionerna t år framåt i tiden i förhållande till en opåverkad utveckling (signifikansnivåer under respektive koefficient):

$$Y = \underset{(90\ \%)}{-1.15} + \underset{(95\ \%)}{0.091C} - \underset{(95\ \%)}{0.0246\ t};\ R^2 = 0.75$$

Formeln, som alltså kan sägas beskriva en konsensusuppskattning av kostnaderna, innebär exempelvis att en marginell minskning av emissionerna med 10 procent vid en given tidpunkt kostar 0.9 procent av BNP årligen. Tidsfaktorn gör att kostnaden sjunker över tiden; samma sänkning skulle enligt uppskattningen fås kostnadsfritt 37 år senare.

Uppfattningarna om vad som är den naturliga utvecklingen går något isär, men approximativt är referensutvecklingen 5.7 miljarder ton kol 1990, 14.1 2050 och 23.4 år 2100. Kostnaden för en frysning av CO_2-emissionerna vid 1990 års nivå skulle därmed ligga kring 2.8 procent av BNP år 2050 och vid 3.0 procent av BNP år 2100. Kostnaden för en sänkning av emissionerna till 3.5 miljarder ton enligt IPCC:s control policies scenario skulle ligga kring 4 procent av BNP år 2100. Osäkerheten i uppskattningarna är naturligtvis betydande.

Uppskattningarna av vilka skattenivåer som krävs för att realisera respektive utvecklingskurvor för emissionerna varierar också. Manne & Richels (1992) och Whalley & Wigle (1991) gör bedömningen att förhållandevis höga skattesatser krävs för en långsiktig stabilisering, liksom Edmonds & Barns (1990), som anger nivån 250 USD per ton kol för en global stabilisering på nivån 6-7 MtC vid mitten av 2000-talet. Nordhaus (1990) får skattenivån 130 USD för ungefär samma reduktion. McKibbin

& Wilcoxens modell (1993) antyder en mycket känsligare reaktion för skatt på kol.

Klart är att den nuvarande svenska koldioxidskatten (omkring 125 USD per ton kol för hushåll och 30 USD för industrin) framstår som utomordentligt ambitiös mot bakgrund av både ovanstående analyser och det internationella läget.

Resultat: bottom-up-modeller

Medan de makroekonomiska skattningarna ger en allmän uppfattning om storleksordningen av kostnaderna för att reducera koldioxid-emissionerna, säger de ingenting om hur denna förändring praktiskt skall gå till. Man förutsätter effektivitet hos lösningen och modellerar normalt politiken via en skatt på koldioxid. Bottom-up-beskrivningarna utgår i stället från listor på projekt med tekniska och mikroekonomiska data och söker bygga upp en sorts utbudskurva för CO_2-reduktioner.

Störst intresse i inledningsskedet knyts naturligtvis till de projekt som kan sänka emissionerna till negativ eller låg kostnad. Som väntat varierar skattningarna även på detta område väsentligt. I studien från National Academy of Sciences (NAS 1991) anges att mellan 10 och 40 procent av USA:s CO_2-emissioner skulle kunna elimineras till ingen eller låg kostnad (storleksordningen 50 US dollars per ton kolekvivalent). Brittiska energidepartementet skattade 1989 potentialen i Storbritannien för no-cost-projekt till ca 20 miljoner ton kol (UKDE 1989), medan en miljöorganisation gjorde uppskattningen 50 miljoner ton (Jackson & Roberts 1989).

En studie av en del av det svenska energisystemet (Mills m.fl. 1991) - el, kraftvärme, fjärrvärme, och viss industri, totalt motsvarande 63 procent av energibudgeten 1987 - hävdar en stor potential för no-cost-project. Av den förutsedda emissionen på 17.8 miljoner ton kol hävdas 8.1 miljoner ton kunna elimineras med företagsekonomiskt lönsamma projekt. Upp till en kostnad motsvarande 100-150 US dollars per ton beräknades ytterligare drygt 7 miljoner ton kunna elimineras. Den nuvarande svenska koldioxidskatten motsvarar som nämnts omkring 30 USD per ton kol för industrin och 125 USD för hushåll. Det som framräknas är, som tidigare understrukits, en beräknad teknisk potential. Informationsbrist, organisatoriska hinder m.m. kan göra att blott en del av denna potential realiseras även när privat- eller företagsekonomiska motiv för förändringar föreligger.

Kolfixering i biomassa är en speciell kategori projekt med åtminstone teoretiskt hög kostnadseffektivitet. Darmstadter & Plantinga (1991) har analyserat ett antal projekt i utvecklingsländer, huvudsakligen baserade på hejdad avskogning, och kostnadsuppskattat dem till mellan 2.3 USD (Brasilien) och 15 USD (Indonesien) per ton kol. Kostnaderna för skogsplantering - ofta återplantering av tidigare beskogad mark - framstår också som relativt låga. Andrasko m.fl. (1991) anger nivåer runt 1 USD per ton kol. Beskognings- och skötselprogram i USA har kostnadsupp-

skattats till mellan knappt 6 och knappt 50 dollar per ton (Moulton & Richards 1990). Omkring 20 procent av USA:s aktuella CO_2-utsläpp skulle kunna kompenseras till en genomsnittskostnad av knappt 20 dollar per ton kol. Drygt 50 miljoner hektar, huvudsakligen i södra och sydöstra USA, skulle beröras av ett sådant program.

Biobränslen bör analyseras på samma sätt som andra projekt beträffande kostnadseffektivitet vad beträffar emissionssänkningar. Föreställningen att biobränslen är nollemitterare är som tidigare påpekats felaktig; både vid extraktion, bearbetning och transporter emitteras för närvarande både koldioxid och andra växthusgaser. Det är naturligtvis möjligt att utnyttja en del av det producerade bränslet i själva produktionssystemet, men detta förändrar inte bränslets nettobidrag till reduktionen av emissionerna; kostnadseffektiviteten uttryckt i dollar per ton kol som inte emitteras blir densamma oavsett användningen.

1992 användes i Sverige 71 terawattimmar biobränslen, eller 16 procent av den totalt tillförda energin (NUTEK 1993). De viktigaste användningsområdena är skogsindustrin, småhussektorn och fjärrvärmeverken. Den framtida potentialen torde framför allt finnas för ved och avverkningsrester från skogen som fastbränsle i kraftvärme- och fjärrvärmeproduktion.

Eftersom transportsektorn står för en växande andel av de totala växthusgasemissionerna, har förhoppningar knutits till biobaserade motorbränslen. En beräkning av kostnaden för att reducera emissionerna visar emellertid att dessa bränslen med nu gällande tekniska och ekonomiska förutsättningar inte är kostnadseffektiva. Den totala emissionen av växthusgaser över hela livscykeln ligger på drygt 20 procent av dieseloljans eller bensinens för metanol baserad på trädrester eller Salix, 30 procent för rapsolja (RME) och etanol från Salix och omkring 45 procent för etanol från vete (Ecotraffic 1992). Detta ger med rådande produktionskostnader en kostnad av 650-800 dollar per ton eliminerat kol för etanol och 400-600 dollar per ton för metanol. Dessa värden ligger alltså väsentligt över även den internationellt sett mycket ambitiösa svenska skattesatsen.

Dessa uppskattningar bekräftas i en studie från IEA (IEA 1993), där den aktuella kostnaden inom EU-området har uppskattats till 200-250 dollar per ton kol för träbaserad metanol, 400-600 dollar för rapsolja och ännu högre för bet- eller vetebaserad etanol.

Som en kuriositet kan också ges en skattning av effektiviteten för *familjeplanering* i växthusgashänseende. Kostnaden per utebliven födsel har uppskattats till 200 US dollar (Gillespie m.fl. 1983). Om vi begränsar kalkylen till utvecklingsländer, där familjeplaneringen ännu inte har den täckning som råder i industriländerna, kan växthusgasemissionen grovt sättas till 1 ton per capita och år och medellivslängden till 60 år. Om effekten inskränks till första generationen, skulle kostnaden för reduktionen alltså bli 3-4 dollar per ton kol. Även om kalkylen bara har överslagskaraktär, antyder detta hög effektivitet.

Det måste dock understrykas att denna kalkyl förutsätter att den lägre takten i befolkningstillväxt inte återverkar på de övriga faktorerna bakom den totala emissionen, främst konsumtionsnivå och konsumtionsprofil.

Nya studier tyder på att detta inte är fallet (E. Holm, pers. medd.), vilket i så fall gör familjeplanering mindre kostnadseffektiv i klimathänseende. Den kan naturligtvis motiveras på andra grunder.

Värdet av flexibilitet

De exempel på lönsamheten hos olika projekt med syfte att sänka växthusgasemissionerna som gavs ovan illustrerar en mycket stor spridning i kostnadseffektiviteten. Eftersom växthuseffekten är ett genuint globalt problem, bör lösningen sökas globalt om klimatkonventionens krav på kostnadseffektiva lösningar skall respekteras.

Några studier illustrerar de vinster som kan göras även om en lösning söks inom en trängre krets av länder än hela världen. Barrett (1992) uppskattar kostnaderna för en frysning av EU-områdets emissioner till år 2010 på 1988 års nivå till 1.4 miljarder ECU under slutåret, under förutsättning att lösningen söks över hela EU. Krävs i stället frysningar på nationell nivå, stiger kostnaden enligt kalkylen till 70 miljarder ECU, dvs. 50 (femtio) gånger högre.

I en analog kalkyl har Bohm & Larsen (1993) skattat kostnaderna för en 20-procentig reduktion av koldioxidemissionerna i förhållande till referensutvecklingen år 2010 i en region bestående av Europa och f.d. Sovjetunionen. Lösningen baseras på handel med utsläppsrättigheter. I det ena fallet tänks reduktionen åstadkommen i Västeuropa; i det andra fallet kan lösningen sökas fritt över hela regionen, medan Västeuropa fortfarande bär hela kostnaden. Resultatet av analysen är att Västeuropa kan sänka sina kostnader för att nå det uppställda målet med omkring 85 procent, om lösningen kan sökas fritt över regionen.

Martin m.fl. (1992) har på analogt sätt uppskattat värdet på *global* nivå av flexibilitet i sänkningen av koldioxidemissioner. Man jämför ett avtal av "Toronto-typ", med procentuella åtaganden från olika grupper av länder. I basscenariot antas OECD-gruppen till år 2010 sänka sina emissioner till 80 procent av 1990 års nivå, varefter de fryses, medan världen utanför OECD tillåts höja sina emissioner med 50 procent till år 2010 för att därefter stabilisera dem. Detta kan realiseras exempelvis med hjälp av en skatt på koldioxid, vilket i så fall kräver mycket olika skattesatser i olika länder. Om man i stället genomför sänkningar där de är minst kostsamma, antingen genom en för alla gemensam skattesats eller med hjälp av säljbara utsläppsrättigheter, kan kostnaden för samma reduktion mer än halveras.

Det är analyser av detta slag som ligger bakom idén om samprojekt (*joint implementation*) (se vidare under 6.5.4).

De kalkyler som redovisats ovan avser *geografisk* flexibilitet beträffande reduktioner för en och samma gas, koldioxid. Ytterligare vinster kan göras om man dessutom samtidigt arbetar med att minska emissioner av *olika växthusgaser* (Blitzer m.fl. 1993, Schmalensee 1993). Ytterligare en viktig dimension är åtgärdernas förläggning i tiden; om

målet är att åstadkomma en reduktion av de totala emissionerna under en längre tidsperiod, kommer programmets profil över tiden påverka kostnaderna (Peterson m.fl. 1992).

För Sverige, som i kraft av traditionellt höga energipriser och en medveten politik för att reducera oljeberoendet har en låg emission per capita, framstår kravet på flexibilitet i här nämnda avseenden som extra viktigt. Även om möjligheterna till emissionssänkningar utsträcks bara till Europa och f.d. Sovjetunionen, öppnas möjligheter till en mycket kraftig sänkning av kostnaden för att uppnå en given begränsning.

Starka skäl talar alltså för en politik som syftar till största möjliga flexibilitet i ovan angivna avseenden. Inte minst bör de möjliga kostnadssänkningarna vara viktiga att ta till vara för dem som förordar en aggressiv klimatstrategi. Möjligheterna att åstadkomma internationella avtal med en viss ambitionsnivå ökar.

Mycket talar dessutom för att den flexibla strategin tillämpas redan från början (Stewart & Wiener 1992). Argumenten för en åtminstone inledningsvis ensidig inriktning på koldioxid från fossilbränslen, och då framför allt från OECD-länderna, brukar vara att dessa emissioner är väl kända och att de i alla händelser måste reduceras. Mot en ensidig strategi talar dock att denna källas relativa betydelse minskar snabbt under 2000-talet. Risk finns att denna ensidiga inriktning driver fram ökade emissioner av andra gaser.

Än viktigare är sannolikt att preliminära avtal tenderar att skapa särintressen och att det kan bli mycket svårt att i ett senare skede utvidga åtgärderna till att gälla alla länder och alla gaser.

Forskningsinsatserna är också viktiga; utan en heltäckande strategi riskerar forskningen kring emissionen av övriga gaser och åtgärder att påverka den att försummas.

6.5.2 Fördelning av bördan

Om man på något sätt enas om en lämplig ambitionsnivå beträffande den globala växthusgasemissionen och dessutom har en samling projekt som realiserar detta mål på ett kostnadseffektivt sätt, uppstår frågan vem som skall betala för åtgärderna. Principen att förorenaren skall betala (*polluter-pays principle*, PPP), som OECD-länderna antog gemensamt 1972, är inte helt lätt att tillämpa på klimatfrågan. Diskussionen är fortfarande hypotetisk, och någon skada som entydigt kan hänföras till växthusgashaltens ökning har inte inträffat. Eftersom vissa av de aktuella substanserna är mycket långlivade, härrör nuvarande halt delvis från tiden innan någon konsensus var etablerad om växthuseffekten, även om Fourier beskrev principen på 1820-talet och Svante Arrhenius relaterade den till användningen av fossilbränslen i sin artikel 1896. Varken PPP eller generella folkrättsliga principer ger därmed någon direkt lösning på problemet om betalningsbördan, även om de kan ge viss vägledning.

En grundrestriktion är att alla viktigare nationer måste bedöma fördelningen av bördan som rimlig. Det saknas en överstatlig auktoritet med mandat att driva in skatter eller bestraffa överskridande av tilldelade kvoter. Ett avtal måste därför bygga på konsensus, antingen så bred att åtgärderna blir genomförda frivilligt av varje nation, eller också åtminstone så bred att sanktioner blir ett tänkbart instrument.

Rimlighetskravet innebär inte att åtgärderna måste vara lönsamma ur den enskilda nationens synvinkel. Eftersom problemet handlar om att korrigera en extern effekt, kommer sannolikt åtskilliga nationer att göra välfärdsförluster i förhållande till nuläget. Åtminstone kommer man på många håll att uppleva det så, eftersom kostnaderna är påtagliga och ligger nära i tiden, medan intäkterna ligger långt fram och är osäkra både till karaktär, storlek och regional fördelning.

Klimatkonventionen gör en tämligen skarp åtskillnad mellan industrialiserade länder och utvecklingsländer. I den förra gruppen ("Annex-1-länder") ingår även övergångsekonomier i Östeuropa och f.d. Sovjetunionen. Gruppen förutsätts ta initiativet till inskränkningar i emissionerna, medan de senare ges rätten att prioritera ekonomisk utveckling om konflikt uppstår mellan miljömål och utvecklingsmål. Distinktionen är rimlig i utgångsläget men kommer ganska snart att bli problematisk, eftersom utvecklingsländernas bidrag till emissionerna förutses öka kraftigt. I-länderna kan därför inte ensamma lösa problemet, även om den politiska viljan skulle finnas. Gränsen är dessutom flytande, eftersom vissa länder som av FN eller egna myndigheter klassas som u-länder har en levnadsnivå i paritet med de fattigare OECD-nationernas. På ett eller annat sätt måste betalningsförmågan beaktas, men indelningen i två kategorier är uppenbarligen för grov för att vara hållbar någon längre tid.

Trots problemen med PPP i klimatsammanhang är det rimligt att ta denna princip till utgångspunkt. Hayes & Smith (1993) diskuterar fem olika tänkbara fördelningsnycklar som mer eller mindre väl approximerar den enskilda nationens bidrag till den globala uppvärmningspotentialen. Eftersom den förstärkta växthuseffekten är resultatet av alla historiska antropogena bidrag, kan *ackumulerade utsläpp av alla gaser* med hänsyn tagen till gasernas livslängd hävdas vara den korrekta basen för ansvarsfördelningen. Ett sådant program är om inte annat av statistiska skäl omöjligt att genomföra.

Större möjligheter föreligger att bokföra *aktuella utsläpp av alla gaser*. Även här föreligger dock betydande statistiska problem, framför allt vad gäller diffusa emissioner från skogs- och jordbruksmark och hur dessa utsläpp påverkas av mänskliga ingrepp. Inskränker man beräkningsgrunden ytterligare till *aktuella utsläpp av koldioxid och vissa metanutsläpp*, ökar precisionen i uppskattningen ytterligare. De metankällor som i första hand är aktuella är avfallsdeponier och läckage vid produktion och distribution av energi.

Inskränks perspektivet ytterligare till enbart koldioxid, kan man antingen se enbart till *koldioxid från energiomvandling* eller också inkludera *koldioxid från förändrad markanvändning*. Kunskaperna om den senare källan är väsentligt sämre. Man kan också välja mellan att se enbart till

aktuella utsläpp och, vilket är mer korrekt, att se till ackumulerade utsläpp.

Ett problem vid sammanvägning av olika gaser är som tidigare nämnts att viktningen beror av tidshorisonten. Det visar sig dock att de olika ländernas bidrag varierar mycket lite med valet av tidshorisont (Hayes & Smith 1993, s. 59).

I tabell 6.4 anges ansvarsfördelningen mellan i-länder och u-länder för fem tänkbara fördelningsnycklar.

Tabell 6.4 Bidrag till emissionerna av växthusgaser från i-länder och u-länder (procent) baserade på fem olika index.

Emissioner	Relativ andel	
	i-länder	u-länder
Totala aktuella emissioner	52-57	43-48
Aktuell CO_2, viss CH_4	57	43
Aktuell CO_2 från energi	72	28
Ack. CO_2, energi & markanv.	68-80	20-32
Ackumulerad CO_2 från energi	86	14

Källa: Hayes & Smith (1993).

Som framgår av tabellen får valet av fördelningsnyckel långtgående konsekvenser för ansvarsfördelningen mellan industri- och utvecklingsländer. Utöver de alternativ som redovisas i tabellen finns som redan nämnts möjligheter att låta indexet baseras på de fysikaliskt relevanta nettovärdena snarare än bruttoemissioner. Betalningsbördan kan påverkas mer av dessa faktorer än av valet av ambitionsnivå globalt sett. Detta är något som knappast behandlats i den svenska diskussionen.

6.5.3 Implementering

Förverkligandet av ett program för begränsningar av växthusgaser måste baseras på ett brett spektrum av åtgärder, och mixen mellan dessa kommer att variera från land till land, åtminstone om vi avser fysiska åtgärder inom olika produktionssystem etc. För att åstadkomma den nödvändiga avvägningen mellan olika åtgärder krävs dock en viss renodling. Genomsynlighet och administrativ enkelhet kommer att väga tungt vid valet av system. Klart är att ekonomiska styrmedel måste spela en central roll i koordinationen av ansträngningarna, både nationellt och internationellt. Förutsättningarna är relativt goda, eftersom det åtminstone för vissa utsläppskällor finns ett klart samband mellan priset på den emitterande substansen och faktisk emission. Exempelvis har Hoeller & Coppel (1992) uppskattat ett samband mellan priset på fossilbränsle och koldioxidemissionen per BNP-dollar inom OECD-området som indikerar att en höjning av relativpriset på fossil energi med 1 procent ger omkring 0.7 procents sänkning av fossilbränsleintensiteten i produktionen.

På global nivå är det framför allt tre instrument som tilldragit sig intresse: en global eller globalt koordinerad *koldioxidskatt*, *säljbara utsläppsrättigheter* och *samprojekt* (se exempelvis Grubb & Rose (1992) för en översikt). I princip kan de utsträckas till att gälla alla växthusgaser, men intresset har inledningsvis kommit att koncentreras till koldioxid. Alla tre vägarna har fördelar och nackdelar, och någon entydig bästa lösning existerar inte. I viss utsträckning kan de också överlappa varandra.

Skatt

Skatter är en etablerad metod för att låta enskilda personer och företag bära bördan av sina externa effekter och därmed förbättra överensstämmelsen mellan samhälleliga mål och privata incitament. En administration finns därmed på plats i de flesta länder för att uppbära skatten.

Eftersom växthusfrågan är genuint global till sin natur, är det nödvändigt att diskutera skatten i ett globalt sammanhang. Åtminstone inledningsvis torde CO_2 eller någon nära liggande variabel som kolinnehållet i fossilbränslen vara den enda praktiskt användbara basen (för allmänna diskussioner av skattealternativet, se OECD 1992 a, Dower & Zimmerman 1992).

Ett problem med en skatt är att det inte i förväg är känt vilken skattesats som ger en viss specificerad emissionsnivå, även om ekonometriska skattningar kan ge en uppfattning om storleksordningen. Det krävs alltså flexibilitet i utformningen och beredskap att variera satsen allt eftersom erfarenhet vinns.

Eftersom skattesatser på en nivå som ger någon synbar effekt på användningen skulle ge mycket stora intäkter, finns knappast några förutsättning för ett globalt administrerande av hela flödet. I praktiken kommer det därför att handla om mer eller mindre globalt koordinerade nationella skatter. Koordinationen skapar emellertid problem. Alltför stora skillnader i skattesatser skapar risk för läckage av energiintensiva aktiviteter från högskatteområden. Erfarenhetsmässigt förefaller denna risk ha överdrivits (Molander 1992), men den är hög för lättrörlig produktion och lättrörliga varor. Manne (1993) uppskattar läckageeffekten vid en ensidig 20-procentig reduktion av emissionen inom OECD-området till 25 procent, dvs. en fjärdedel av emissionerna flyttas direkt eller indirekt till länder utanför OECD. McKibbin & Wilcoxen (1993) hävdar å sin sida att läckagerisken är liten.

Bedömer man att läckagerisken är betydande vid de skattesatser som blir aktuella, finns olika sätta att möta detta. En lösning är att som i Sverige för närvarande reducera skattesatsen för den konkurrensutsatta delen av näringslivet; detta minskar naturligtvis effekten av skatten.

En annan, teoretisk möjlighet är att kompensera vid gränsen för skillnader i skattesatser. Skatten blir då analog med en konsumtionsskatt som mervärdesskatten. En komplicerande skillnad gentemot momsen är att

basen bör vara kolinnehållet i produkten, vilket inte kan avläsas direkt på varan vid import annat än vid ren fossilbränsleimport. Man kommer därmed in på det stora och i GATT-sammanhang politiskt infekterade området produktionsmetoder (PPMs). På livsmedelsområdet finns systemet för råvarukostnadskompensation (RÅK), baserat på råvaruinnehållet i produkterna. Råvaror följer emellertid med produkten på ett annat sätt än den energi som utnyttjats i produktionsprocessen. Om man för att undvika övervakningsproblem baserar skatten på "typrecept", skapas inget incitament hos utländska producenter att reducera fossilbränsleanvändningen, vilket är syftet. Det är sammanfattningsvis tveksamt om detta alternativ har mer än teoretiskt intresse.

En stor stötesten för skattelösningen är sannolikt fördelningsfrågan. Som Whalley & Wigle (1991) visat, har skattens konstruktion betydande fördelningsmässiga konsekvenser. En grundläggande fråga är om CO_2-skatten skall betraktas som en produktionsskatt eller en konsumtionsskatt. I det förra fallet gynnas exportörerna av fossilbränslen, i det senare missgynnas de. Välfärdseffekterna av valet är mycket stora.

Däremot förefaller de interna fördelningseffekterna mellan olika konsumentgrupper inte vara särskilt betydande, åtminstone så länge skattesatserna är måttliga (Poterba 1991).

Även om konsumtionsskattealternativet väljs, uppstår betydande fördelningsproblem beroende på olika nationers varierande benägenhet att bidra till restriktionernas upprätthållande. Det finns anledning att understryka detta, eftersom det förefaller vara en utbredd föreställning att det skulle vara enklare att få acceptans bland u-länder för en skattelösning än för exempelvis utsläppsrättigheter som metod. Kostnaden i form av utebliven tillväxt blir lika stor för en viss reduktion oberoende av vilken administrativ metod som väljs. Ett någorlunda heltäckande system kommer därför att kräva transfereringar i stor skala mellan i-länder och u-länder. Den samlade utvecklingshjälpen från OECD uppgick 1990 till 0.36 procent av OECD:s BNP, och en global koldioxidskatt skulle av allt att döma kräva större transfereringar än detta för att accepteras.

Till detta kommer kravet på ett övervakningssystem, inte bara beträffande de faktiska emissionerna - vilket varje global klimatstrategi kommer att kräva - utan också för att säkerställa att de överenskomna skattenivåerna faktiskt realiseras i alla länder. Det finns risk att enskilda länder söker kringgå överenskommelser genom mer eller mindre dolda subventioner, vilka kan reducera eller i värsta fall omintetgöra den avsedda effekten. Erfarenheten från det handelspolitiska området är att sådana gråzonsåtgärder är mycket svåra att kontrollera.

Utsläppsrättigheter

Utsläppsrättigheter (UR) definierade på nationell nivå kan ses som ramar för den miljöstörande verksamheten inom respektive nation. Vilka instru-

ment som sedan används inom nationen är en annan fråga; det kan vara skatter, regleringar, utsläppsrättigheter på lägre nivå eller andra metoder.

Utsläppsrättigheter kan vara *säljbara* eller *icke-säljbara*. Icke-säljbara rättigheter är liktydigt med kategoriska nationella åtaganden om frysningar eller nedskärningar. Argumenten mot sådana har redan givits: de är kostsamma, dvs. de uppnår inte den maximala miljöförbättring som är möjlig för en viss uppoffring, och de är, som arbetet med Klimatkonventionen visar, svåra att få täckande.

För säljbara utsläppsrättigheter finns nu erfarenheter från ett antal länder, främst USA (OECD 1992 b, Tietenberg 1992). Ett viktigt exempel är försäljningen av utsläppsrättigheter för svaveloxider i USA våren 1993 i det amerikanska naturvårdsverkets regi.

Användning av UR kräver att ett antal praktiska frågor löses (Roland 1992). Man måste specificera vad som omfattas, rättigheternas räckvidd i tid, vem som får bedriva handel m.m. Frågan om omfattningen måste lösas oavsett vilken form ett internationellt avtal än får och är därmed inte specifik för detta instrument. Vad gäller räckvidden i tid talar den stora osäkerheten om klimatproblemet för tidsbegränsade rättigheter.

Huvudproblemet med UR är att åstadkomma en initial tilldelning som accepteras av inblandade parter. Det anknyter till den tidigare diskussionen om betalningsansvar. Det är rättighetsdefinitionen som i kombination med information om utsläpp enligt någon av de möjliga definitionerna avgör betalningsansvaret. Ett antal tänkbara rättighetsgrunder har föreslagits (se Barrett 1992 b för en översikt). Det kan direkt konstateras att ingen av de enkla baserna - befolkning, BNP, yta - har särskilt goda förutsättningar att bli generellt accepterad.

Frågan om ojämnt fördelad marknadsmakt kan bli ett problem är inte avgjord. Framför allt från u-landshåll har rests farhågor att rika länder under ett tidigt skede skall utnyttja ett ekonomiskt övertag för att öka sitt UR-innehav, vilket på sikt kan återverka negativt på u-ländernas tillväxtutrymme. Med tidsbegränsade rättigheter är dock denna risk liten.

Åtskilliga praktiska frågor behöver lösas inför en tillämpning av UR på internationell nivå (Sandor 1992, Tietenberg 1992 b). En positiv aspekt är att den flexibilitet som säljbara UR ger medför stora vinster även om den tillämpas på geografiskt begränsade områden. Det är alltså inte nödvändigt att lösa hela tilldelningsfrågan globalt på en gång, utan ett system kan växa fram från regionalt eller på annat sätt avgränsade kärnor.

Samprojekt

Samprojekt (*joint implementation*) innebär att två eller flera stater samarbetar om projekt som bidrar till att reducera växthusgashalten i atmosfären på så sätt att åtgärden utförs i ett land men bekostas från ett eller flera andra. Åtgärdstypen finns med i klimatkonventionen som ett medel att höja kostnadseffektiviteten i åtgärdsprogrammen. Olika modeller är

tänkbara (Jones 1993); projekten kan organiseras bilateralt, multilateralt som för närvarande sker i det FN-anknutna organet Global Environmental Facility (GEF), eller med privata aktörer inom nationellt givna ramar.

Förutom de möjligheter till ökad kostnadseffektivitet som samprojekten erbjuder har man också sett detta som en väg att bygga upp ett utvecklat system för handel med utsläppsrättigheter. Intresset att delta i samprojekt från u-landshåll har bedömts vara större på kort sikt, eftersom de inte kräver långsiktiga bindningar beträffande framtida utsläppsnivåer. Projekten kan också bidra till tekniköverföring mellan i-länder och u-länder och ge gynnsamma lokala spridningseffekter.

Samprojektslösningen reser emellertid ett antal besvärliga definitions- och administrationsproblem. Situationen beror på om man avser samprojekt mellan länder som gjort åtaganden enligt Klimatkonventionen (Annex-1-länder) eller mellan Annex-1-länder och u-länder (Bohm 1994). I det första fallet finns en naturlig referenspunkt i den totalram som varje land åtar sig att respektera (vi bortser tillfälligt från de tidigare berörda bokföringsproblemen). Ett land med betydande utrymme för kostnadseffektiva förbättringar kan då sälja en del av detta utrymme till länder med sämre sådana möjligheter, och utvärderingen en viss tidpunkt får då baseras på aktuella emissioner i förhållande till referensåret, justerade för de samprojektstransaktioner som ägt rum. Någon bokföring av enskilda projekt är inte nödvändig. Mellan Annex-1-länder är samprojektslösningen därmed snarlik med en lösning baserad på säljbara utsläppsrättigheter.

Situationen när samprojektet genomförs med ett Annex-1-land och ett u-land som parter är väsentligt mer komplicerad. Den nytta som ett visst projekt gör i växthusgashänseende måste värderas i förhållande till en viss referensnivå, som i detta fall inte är given. I princip skall referensnivån utgöras av den utveckling som ägt rum om projektet inte genomförts, men eftersom ett projekt kan få konsekvenser på prisbildning, teknisk utveckling och en rad andra faktorer, är det praktiskt taget omöjligt att på ett invändningsfritt sätt genomföra en sådan kalkyl.

I projekteringen görs en bedömning av kostnadseffektiviteten, uttryckt i antal vunna koldioxidekvivalenter per dollar. Det är emellertid inte den uppskattade utan den faktiska reduktionen som ett land bör tillgodoräkna sig, vilket alltså kräver en monitering av varje enskilt projekt. På något sätt måste man också specificera vem som skall bära risken om ett projekt misslyckas med att nå uppställda mål; detta kan dock lösas mellan kontrakterande parter.

Eftersom varje projekt har en begränsad teknisk-ekonomisk livslängd, uppstår också frågan hur man skall förfara när denna livslängd närmar sig sitt slut. Rimligen bör projektet då avföras. Men anläggningar har sällan en väldefinierad nedläggningstidpunkt; det normala är modifikationer och utbyggnader, vilket leder till svåra definitionsproblem.

Den administrativa bördan för samprojekt blir alltså betydande, i synnerhet om verksamheten skall få sådan omfattning att den ger substantiella bidrag. En komplikation är dessutom att de inblandade parterna i

ett projekt har ett gemensamt intresse av att överdriva effekterna, vilket alltså skapar en risk för systematisk felredovisning.

Problemen med en storskalig tillämpning av samprojektsidén globalt är alltså många och svåra, vilket inte hindrar att den i ett inledande skede kan ge underlag för fortsatt internationellt samarbete i växthusfrågan, både vad avser kunskaper om effekter och nätverk för teknologiöverföring. Mellan i-länderna har systemet betydligt bättre förutsättningar att fungera och kan då bli kärnan i ett framtida heltäckande system för utsläppsrättigheter. Detta är i sig väsentligt, eftersom det skapar ett incitament för länder som ännu inte gjort några åtaganden att göra det för att kunna bli delaktiga i både handeln med UR, som kan vara intressant i sig, och i den teknologiöverföringsprocess som är en viktig indirekt konsekvens av samprojekten.

6.6 Osäkerheter: karaktär och hantering

6.6.1 Källor till osäkerhet

De osäkerheter som är förknippade med klimatfrågan spänner över hela spektret från den grundläggande fysiken till effekterna av valda åtgärder för att påverka emissionerna. De har olika ursprung och karaktär och fordrar skilda förhållningssätt.

Grundläggande fysikaliska samband

Kunskaperna om den *grundläggande mekanismen* bakom växthuseffekten är solid. Den osäkerhet som råder beträffande uppvärmningspotentialen gäller framför allt absorptionsdata för några av icke-naturliga växthusgaserna (CFC, HFC, HCFC), uppskattningsvis +/- 10-20 procent, och de indirekta effekterna som härrör från kemisk omvandling (ozonpåverkan, oxidation av metan m.m.). Osäkerhetsintervallet för aerosolernas potential är också betydande, -0.3 till -1.5 W/m^2 enligt IPCC:s senaste skattning.

Det största problemet är emellertid knutet till beskrivningen av *återkopplingsmekanismerna* i klimatsystemet - molnbildningen, snö och is, haven som koldioxidsänkor, biosfärens respons. IPCC-rapporterna anger osäkerhetsintervallet för den genomsnittliga *temperaturförändringen* vid en CO_2-dubbling till mellan 1,5 och 4,5 grader. Tar man hänsyn till de alternativa hypoteser beträffande klimatsystemets respons som framförts, kan utfallet sättas till kanske 2,5 grader med en osäkerhet av +/-2 grader. Resultaten beträffande en genomsnittligt ökad *nederbörd* förefaller robusta. Den regionala bilden är emellertid väsentligt osäkrare, vilket är problematiskt, eftersom det är det regionala och lokala utfallet som avgör konsekvensbilden; globala genomsnitt är matematiska abstraktioner av begränsat praktiskt intresse.

Emissioner

Osäkerheterna i *emissionerna* av växthusgaser varierar och beror av vilken täckningsgrad och tidshorisont bakåt man väljer (data nedan från IPCC där ej annat anges). Aktuella koldioxidutsläpp från fossilbränsleanvändning är kända med en noggrannhet av +/- 5 procent (Marland m.fl. 1990). Den viktiga emissionen från förändrad markanvändning, framför allt avskogning, har ett betydligt bredare intervall, +/- 50 procent (Houghton 1991); motsvarande gäller för metanemissioner från avfallsdeponier och industri. Bland övriga aktuella källor är industrins utsläpp av halogenerade kolväten och koldioxid från cementindustrin kända med hög precision, medan de areella näringarnas emissioner (metan, dikväveoxid) är mer osäkra. Vill man i diskussionen kring betalningsbördan utsträcka tidshorisonten bakåt, är fossilbränsleanvändningen fortfarande känd med hygglig precision (+/- 10 procent 100 år bakåt), medan effekterna av förändrad markanvändning blir ett större problem.

Konsekvenser

Osäkerheten i *konsekvensbeskrivningen* härrör både från problemen med att beskriva omgivningsförutsättningarna på lokal och regional nivå och från begränsade kunskaper om framför allt de ekologiska systemens anpassningsförmåga. De naturliga ekosystemen bedöms allmänt vara mest i riskzonen. En viss uppfattning om anpassningsförmågan får man från studier av historiska responser på klimatvariationer, men förutsättningarna har ofta förändrats. En förändring till det sämre är att barriärer i form av exempelvis transportleder har tillkommit; å andra sidan har människan i dag förutsättningar att hjälpa till med spridningen av långsamt migrerande arter, t.ex. genom trädplantering, vilket är en förändring till det bättre.

Bland de resurser som är av direkt och avgörande betydelse för människan torde färskvatten vara den viktigaste. Det gäller för övrigt oavsett om någon klimatförändring kommer att äga rum eller ej.

Åtgärder

Osäkerheten på *åtgärdssidan* hänger samman dels med begränsad kunskap om det ekonomiska systemets interna dynamik, dels med begränsad erfarenhet av kännbara, långsiktiga begränsningar av valet av energiteknologi och sannolikt också tillförsel. Till detta kommer naturliga instabiliteter till följd av tidsfördröjningar mellan investeringsbeslut och faktisk produktion, vilket är aktuellt på fossilbränslemarknaderna.

De olika modellansatserna ger mycket skilda indikationer om produktionssystemets känslighet för ingrepp av typen koldioxidskatter, med

Whalley & Wigle (1991) och McKibbin & Wilcoxen (1992) som extremer.

Kostnadsuppskattningarna är som en följd av de nyssnämnda faktorerna osäkra. För en medelhög ambitionsnivå, 40 till 50 års sikt och skatter som huvudinstrument ligger kostnaderna på omkring 3 +/- 1 procent av BNP för typiska industrinationer enligt de makroekonomiskt baserade uppskattningarna. Väljer man fysiska restriktioner av typen utsläppsrättigheter, minskar osäkerheten beträffande faktiska nivåer, medan kostnadsuppskattningens osäkerhet ökar än mer.

Osäkerhetens utveckling över tiden

En central faktor i analysen av åtgärder är hur kunskapsläget förändras över tiden. Den klimatkonvention som togs fram till konferensen i Rio 1992 har karaktären av en allmän ram, och åtskilliga praktiskt och politiskt svåra preciseringar återstår. Fram emot sekelskiftet kan förnyade internationella förhandlingar i klimatfrågan förväntas, och tillkommande kunskap kan förändra beslutssituationen.

Mycket omfattande forskningsprogram ägnade åt klimatsystemets olika delar och utbyggda nätverk för observation kommer att öka kunskapen även på tio års sikt. Grundläggande absorptionsdata kan förväntas ge en någorlunda komplett bild av det primära ledet i växthusmekanismen; här är osäkerheten liten jämfört med andra områden. Även beträffande de atmosfärskemiska förloppen kan kunskapen förutsättas öka, så att de indirekta effekterna av emissionerna blir bättre kända.

Beträffande de mer fundamentala osäkerheterna kring återkopplingsmekanismerna är det svårare att förutse kunskapslägets förändring. De centrala fasövergångarna - vattnets förångning och kondensation, respektive övergången mellan is och vatten - har en genuin instabilitet som gör dem svåra att modellera med hög tillförlitlighet. Moln- och isbildning kommer därmed sannolikt att förbli två av de faktorer som kommer att vara gränssättande för våra möjligheter att förutsäga effekterna av höjda halter av växthusgaser.

De turbulenta inslagen i vädersystemet sätter en naturlig gräns för prediktionsförmågan, men hur relevanta de är för de översiktliga prognoser som efterfrågas i detta sammanhang är i viss mån en öppen fråga.

Precisionen i mätningarna av emissioner kommer att öka som en följd av både utbyggda mätsystem och fördjupad kunskap om processerna i naturliga och styrda ekosystem. Detta är av central betydelse för diskussionen om fördelningen av betalningsbördan och kan också reducera feltermerna i de materialbalansmodeller som spelar stor roll för förståelsen av det globala klimatet.

En allmän bekräftelse på riktigheten i beskrivningen av den förstärkta växthuseffekten ligger sannolikt 20 till 30 år bort; möjligen kan en utveckling av metoderna att särskilja konsekvenser av en förhöjd växthuseffekt från variationer med andra orsaker ("finger prints") komma att

förkorta väntetiden. En snabb bekräftelse förutsätter att effekten ligger i den övre delen av osäkerhetsintervallet; skulle detta inte vara fallet, tvingas man vänta längre. Precisionen i beskrivningen av störningsfaktorer som aerosoler och variationer i solstrålningens intensitet kan förväntas öka och därmed förmågan att isolera den genuina växthuseffekten, men knappast i så måtto att ovannämnda tidsförhållanden förändras radikalt.

De primära konsekvenserna av klimatförändringar i form av andra temperatur- och nederbördsmönster på regional nivå är liksom de centrala återkopplingsmekanismerna svåra att beskriva. Även här är det tveksamt om några stora framsteg kommer att göras inom en tioårsperiod. En förbättrad geografisk upplösning i modellerna ökar förutsättningarna men undanröjer inte den osäkerhet på global nivå som sannolikt är gränssättande för noggrannheten.

Beträffande de sekundära konsekvenserna på jord- och skogsbruk, naturliga ekosystem m.m. kommer även här ökad kunskap att vinnas. Exempel på relevant verksamhet är fältförsök med ökad koldioxidhalt i luften och undersökningar av olika jordbruksgrödors stresstålighet, något som är en del av normal förädlingsverksamhet. Samtidigt finns det naturligtvis mycket kännbara praktiska gränser för försök med ekosystem i syfte att utröna deras anpassningsförmåga vid förändrade betingelser.

Kunskaper om olika åtgärders effekt på energianvändning och andra klimatrelevanta samhällsfaktorer vinns kontinuerligt genom den verksamhet som redan påbörjats. Kostnads- och prestandauppgifter för nya alternativ för energi- och transportförsörjning förbättras också kontinuerligt. Om de makroekonomiskt baserade skattningarna av kostnader för olika ambitionsnivåer kan förbättras i liknande grad är mer osäkert; här är svårigheterna delvis av samma natur som i klimatsystemet.

Sammanfattningsvis kan man förvänta ett bättre kunskapsläge i vissa avseenden av betydelse för klimatfrågan som helhet, men några stora osäkerhetsfaktorer kommer av allt att döma att finnas kvar när det fortsatta programmet för en internationell klimatpolitik skall stakas ut kring sekelskiftet. Detta kräver att även andra metoder att möta osäkerheten än kunskapsinhämtning prövas.

6.6.2 Hantering av osäkerhet

Eftersom åtgärder i syfte att minska risken för klimatförändringar med negativa konsekvenser kan komma att beröra praktiskt taget varje mänsklig aktivitet, finns ingen möjlighet att inom ramen för denna diskussion behandla åtgärdsutrymmet med någon utförlighet. Däremot ges några förslag till handlingsprinciper, som kan ge vägledning i valet av enskilda åtgärder, och illustrationer till dessa principer.

Robusta strategier: ekonomiska principer

Det finns inledningsvis skäl att slå fast några traditionella ekonomiska principer som bör vara vägledande även för utformningen av politiken på miljöområdet. En god regel är att *varje verksamhet skall bära sina egna kostnader*. Det gör det naturligt att starta med att avveckla subventioner med negativa miljöeffekter. Energisubventioner uppskattas som tidigare nämnts (avsnitt 6.5.1) öka de globala koldioxidemissionerna med 10 till 20 procent. Huvuddelen av dessa ligger i u-länder och Östeuropa, men även i Sverige finns exempel. Riksdagen har uttalat stöd för en översyn/avveckling av subventioner med dessa effekter (se prop. 1992/93: 150 och FiU:s yttrande över denna).

Tjänstebilsförmånen innebär att en grupp bilister inte har någon marginalkostnad för sitt åkande. *Avdragsrätten för resor till och från arbetet* innebär också en kraftig snedvridning av kostnadsbilden. Utredningen om reformerad inkomstbeskattning föreslog i sitt betänkande (SOU 1989:33, del III, s. 117 ff.) ett system där endast avståndet mellan bostad och arbetsplats påverkar avdragsmöjligheten och inte valet av färdmedel. På så sätt kan personer med långa resor kompenseras, samtidigt som marginalkostnaden för resandet upprätthålls. Förändringen är också administrativt enkel, eftersom några data utöver dem som redan lämnas i inkomstdeklarationen inte krävs.

En förändring av detta slag skulle göra kollektiva transportalternativ mer attraktiva, trots att det kvarstår en viss snedvridning beroende på momsbeläggningen av den kollektiva tjänsten. Det är en utbredd men felaktig föreställning att prisförändringar inte påverkar efterfrågan på kollektiva transporter (VTI 1992, ss. 69 ff.).

En annan självklar regel är att *kostnadseffektivitet skall upprätthållas,* oavsett vilken ambitionsnivå som väljs i miljöhänseende. En situation där detta sätts på prov är i reglerna för offentlig upphandling, som syftar till att garantera att regeln om kostnadseffektivitet respekteras vid offentliga beställningar. I olika sammanhang (bl.a. i SNV 1993) har möjligheterna till högre miljöambitioner inom den offentliga sektorn diskuterats. Om sådana ambitioner skall realiseras, är det väsentligt att den berörda förordningen inte skrivs som en möjlighet till undantag från huvudregeln om kostnadseffektivitet för alternativ som erbjuder miljöfördelar; detta skulle öppna för godtycke i beslutsfattandet. Miljökraven måste naturligtvis specificeras när offertförfrågan går ut.

Det är också av central betydelse för den fortsatta utvecklingen att *normala regler för handelsutbytet med omvärlden respekteras*. I den utsträckning som biobränslen bedöms som kostnadseffektiva medel att minska emissionerna av växthusgaser, skall de upphandlas där kostnaden är lägst, oberoende av ursprungsland. Särbehandling av inhemska bränslen av den typ som förekommit för fasta bränslen är samhällsekonomiskt omotiverade och strider mot våra internationella åtaganden.

Vidare bör *en skatt som motiveras med en extern effekt knytas så nära som möjligt till den externa effekten i fråga*. Den svenska hybrid-

beskattningen, baserad på både energi och koldioxid, uppfyller inte detta krav, även om den ligger närmare idealet än det förslag som diskuterats inom EU. En konsekvens är att naturgasen missgynnas i förhållande till de mer belastande bränslena olja och kol. Detta är en bidragande orsak till att naturgasexpansionen stannat av, trots att gasen i flera avseenden är ett miljövänligt alternativ.

Robusta strategier: konsumtionspåverkan

En strategi som direkt syftar till sänkt förbrukning kan i vissa situationer vara robust. Detta kräver inte nödvändigtvis ekonomiska incitament utan kan ibland ske kostnadseffektivt genom annan påverkan på beteendemönster. Det finns ingen anledning att avstå från en sådan möjlighet när den föreligger.

Skälet till att direkt påverkan kan vara ett intressant alternativ för statsmakterna är att energi eller transporter för många förbrukare står för en ganska begränsad andel av de totala utgifterna, varför vissa kostnadseffektiva alternativ inte alltid kommer över perceptionströskeln och övervägs seriöst (se exempelvis diskussionen i Vattenfall 1991 a, b).

Även när utgifterna är betydande, visar det sig erfarenhetsmässigt att kostnadskurvan i många fall har ett ganska flackt uppförande i närheten av optimum, så att ekonomiskt tämligen likvärda alternativ kan ge väsentligt olika miljöpåverkan (Johansson & Swisher 1993).

Ett viktigt exempel gäller *hastighetsgränser för vägtrafiken*. Den totala privatekonomiska kostnaden för bilåkning kan uppdelas i olyckskostnad, restidskostnad och fordonskostnad (drivmedel, slitage). Olyckskostnaden stiger med ökad hastighet, medan restidskostnaden sjunker och fordonskostnaden har en u-form. En analys av den totala kostnadens beroende av hastigheten (Andersson m.fl. 1991) ger resultaten i nedanstående tabell.

Tabell 6.5 Skyltade, optimala och faktiskt uppmätta ("bashastigheter") hastigheter för olika vägmiljöer, genomsnitt (km/tim).

Skyltad	Optimal	Faktisk
70	65	78
90	77	95
110 (allmän väg)	83	105
110 (motortrafikled)	85	108
110 (motorväg)	93	110

Källa: Andersson m.fl. (1991).

Som framgår av tabellen är de skyltade hastigheterna i dag för höga redan ur privatekonomisk synvinkel. Eftersom de uppmätta medelhastigheterna ("bashastigheterna") dessutom ligger högre än de skyltade, föreligger en väsentlig avvikelse mellan faktiskt och optimalt beteende. Detta

bekräftas i många undersökningar av riskrelaterat beslutsfattande (se exempelvis Kahneman m.fl. 1982). Med hänsyn tagen till miljöpåverkan och vägslitage föreligger ett ännu större avstånd mellan faktisk och samhällsekonomiskt optimal hastighet.

Sammanfattningsvis tycks alltså goda skäl föreligga för sänkta hastigheter på många vägar och, för att en sådan åtgärd skall bli meningsfull, skärpt övervakning.

Ytterligare ett skäl för att rikta intresse mot förbrukningssiffrorna som sådana är att lägre förbrukning ger minskade emissioner även av andra miljöstörande ämnen än växthusgaserna. Vissa av dessa, exempelvis svavel, är delvis omhändertagna genom beskattning, men detta gäller inte alla och naturligtvis inte tänkbara okända miljöeffekter.

Möjligheterna till inflytande över förbrukningen påverkas av de institutionella förutsättningarna. En intressant ansats bygger på att energileverantörerna skall fås att se sig själva som leverantörer av energirelaterade tjänster snarare än av energi. I Vattenfalls studie av möjligheterna till rationellare elanvändning (Vattenfall 1991 a, b) lokaliserades en tämligen stor potential för effektivisering, 10-15 procent av tillförd elenergi, motsvarande 2-3 kärnkraftaggregat. För att realisera denna potential krävs dock ett tämligen aggressivt åtgärdsprogram. Efter bolagiseringen säljs nu effektiviseringstjänster på kommersiell basis av Vattenfall. Eftersom de då endast efterfrågas av kunder som redan är medvetna om betydande möjligheter till besparingar, torde bolagiseringen av verket ha försämrat förutsättningarna.

En varning gäller att en alltför hög ambitionsnivå i effektiviseringshänseende kan gå ut över andra hälso- eller miljörelaterade intressen. Energisparande i bostadsuppvärmning kan ha påverkat inomhusluften negativt (STEV 1989), och rapporter har också kommit om arbetsskador från arbete med isoleringsmaterial (Johansson 1993). Sådana effekter är dock inga argument mot effektiviseringsansträngningar som sådana.

Kolsänkor

Utnyttjande av kolsänkor i mark eller stående biomassa är ytterligare ett exempel på en robust åtgärd för att minska nettoemissionerna. Högre kolinnehåll och förbättrad humushalt i jorden kan motiveras med andra skäl, och en ökad virkesstock har ett värde i sig som skogsråvara eller bränsle, oavsett hur klimatfrågans allvar så småningom bedöms. Hejdad avskogning ger också bonuseffekter i form av minskade förluster av biodiversitet, mindre risk för erosion etc. Framför allt i USA tillmäts kolsänkealternativet stor betydelse.

I Sverige kommer ackumulationen av biomassa i skogen att fortgå under ytterligare åtskilliga decennier. Exakt hur länge beror på avverkningstakten, men en rimlig skattning ligger på 30 till 40 år (Hultkrantz 1992). Under denna period är förbränning av skogsbiomassa att

jämföra med fossilbränsleeldning ur emissionssynvinkel, varför några starka argument för en forcering av biomassa in på den svenska energimarknaden inte föreligger. Tvärtom kan perioden på några decennier ses som en möjlighet att förbättra beslutsunderlaget inför de förändringar av energi- och transportsystem som klimatfrågan och andra miljöproblem påkallar.

Vad beträffar biobränslen på åkermark måste deras värdes ses i förhållande till alternativanvändningen. Om alternativet på marginella jordar är spontan igenväxning eller skogsplantering, ökas stocken av biomassa väsentligt mer än vid energiskogsodling. Subventioner till energiskogsodling kan därför ifrågasättas (Hultkrantz ibid.).

Adaptiva lösningar

Anpassning kommer som tidigare påpekats att vara en viktig strategi om klimatförändringen blir verklighet. En adaptiv strategi innebär medvetna förändringar i förtid i syfte att öka möjligheterna till anpassning. Eftersom konsekvensbilden för Sveriges vidkommande - liksom för andra länders - är otydlig, blir den mest relevanta tolkningen av adaptiviteten sådan anpassbarhet som byggs in med tanke på i huvudsak politiskt satta krav beträffande utsläppsnivåer.

Även om risker för snabba förändringar har diskuterats, får huvudalternativet med tanke på klimatsystemets tidskonstanter sägas vara relativt långsamma förändringar. Eftersom de kortlivade tekniska systemen successivt kan anpassas inom ramen för den naturliga förnyelsen, kommer intresset naturligt att koncentreras till de långlivade - bebyggelse, transportinfrastruktur, större energiomvandlingsanläggningar etc. Några generella riktlinjer utöver de triviala kan inte ges, utan genomgången måste göras specifikt för varje system. Ett exempel kan emellertid illustrera vad adaptiviteten handlar om.

I början av 1980-talet, när tillgången på el var mycket god i förhållande till efterfrågan, expanderade direktverkande el som uppvärmningsform snabbt på grund av låga investeringskostnader och låga elpriser. Bl.a. inom Elanvändningskommittén (ELAK) diskuterades partiella förbud mot direktverkande el med hänsyn till att andra uppvärmningsformer kräver något medium, normalt vatten. En kraftig expansion av direktverkande el skapar alltså en betydande efterfrågan på el som inte lätt kan ersättas med bränslen eller fjärrvärme, samtidigt som allmänna energiekonomiska överväganden talar för att man reserverar el i första hand för sådana ändamål där den är oersättlig. Arbetet resulterade i några mindre betydelsefulla restriktioner på eluppvärmning. De hus som i dag värms med elpaneler har betydande omställningskostnader om hushållen önskar byta.

Vad exemplet illustrerar är att det kan vara motiverat att ålägga sig restriktioner i det korta perspektivet i syfte att vinna ökad handlingfrihet på längre sikt.

Kommentarer till Naturvårdsverkets åtgärdsförslag

Naturvårdsverket har i sin rapport om klimatfrågan (SNV 1992) lämnat en rad förslag till hur emissionerna av växthusgaser skall kunna begränsas. Denna lista skall kort kommenteras mot bakgrund av diskussionen ovan.

Vad gäller *energisektorn* konstaterar verket att koldioxidskatten av allt att döma är tillräckligt hög på de områden där den tillämpas fullt ut (320 kronor per ton CO_2 eller omkring 125 USD per ton kol). Däremot föreslår man införande av koldioxidskatt på elproduktion (8 öre/kg CO_2), samma skattenivå för icke elintensiv industri som för hushållen och energiskatt på kraftvärme. Skatt på elproduktion har bl.a. föreslagits av biobränslekommissionen (SOU 1992:90). Argumenten mot detta förslag är att det på kort sikt inte ger någon effekt, eftersom elproduktionen för närvarande är i stort sett koldioxidfri, och att det på längre sikt riskerar att bli kontraproduktivt, eftersom el producerad i Sverige kan konkurreras ut av el producerad i utlandet med högre specifik emission. De europeiska elnäten genomgår för närvarande en integrationsprocess som ökar möjligheterna till transitering, varför även små prisskillnader kan leda till förskjutningar av produktionen. Detta är alltså ett fall där läckagerisken på sikt kan bli betydande och där möjligheterna att kompensera vid gränsen dessutom är små, eftersom det inte går att urskilja vilka primära energikällor som utnyttjats för att framställa den importerade elen.

Mot läckageargumentet talar att integrationen av elnäten sker mellan länder som har undertecknat klimatkonventionen, vilket sätter en övre gräns för möjligheterna att långsiktigt substituera andra länders elproduktionen utöver vad som är samhällsekonomiskt motiverat. Ändå kan skillnader i tolkningen av detta åtagande liksom åtagandets koppling till utgångsläget 1990 förorsaka en substitution som inte är samhällsekonomiskt motiverad.

Förslaget att utnyttja samma skattesats i icke elintensiv industri som för hushåll är lättare att motivera. För denna del av näringslivet är definitionsmässigt läckagerisken liten, och allmänekonomiska argument talar för bredast möjliga bas för skatten. Gränsdragningsproblem mellan elintensiv och icke-elintensiv industri kan dock uppkomma.

Man föreslår vidare ett fortsatt statligt initiativ för effektivisering av energianvändningen i bostäder, hushållsartiklar m.m. Detta är en robust typ av åtgärd. NUTEK:s initiativ för att förbättra energieffektiviteten i kylskåp på den svenska marknaden kan ses som ett exempel på en enkel och kostnadseffektiv offentlig insats inom detta område.

Beträffande stöd till utveckling av förgasning och förbränning av biobränslen finns det anledning att visa försiktighet. Risk finns att stödet uppfattas som ett politiskt åtagande utöver de incitament som ligger i koldioxidskatten att garantera något visst marknadsutrymme för biobränslen generellt, i värsta fall för specifika tekniska lösningar. Den mycket ambitiösa skattesatsen skall vara tillräcklig som underlag för det erforderliga utvecklingsarbetet.

Det bör också i detta sammanhang understrykas att även om exempelvis ett flytande biobränsle för en viss tillämpning visar sig vara en kostnadseffektiv metod att få bort en viss kvantitet växthusgaser ur atmosfären, behöver detta bränsle inte nödvändigtvis tillverkas i Sverige. Det har av någon anledning etablerats en underförstått eller medvetet protektionistisk inramning till diskussionen om biobränslen i Sverige. Som visades i avsnitt 2.2.2 står transporten av bulkvaror för en mycket liten andel av den totala energibelastningen i enenergiekonomisk totalanalys, varför även små kostnadsskillnader i produktionsledet ger utslag i en kostnads-effekt-analys. Energiråvaror är industriprodukter som omfattas av det allmänna tull- och handelsavtalet GATT och kan därför inte särbehandlas i skattehänseende, vid offentlig upphandling och liknande.

Verket förordar också särskilda åtgärder för den energiintensiva industrin, t.ex. beaktande av energianvändningen vid miljöskyddsprövning av sådan industri. Detta förefaller onödigt, eftersom det i definitionen av energiintensiv industri ligger att energikostnaderna står för en betydande andel av produktionskostnaderna. Här torde det incitament som ligger i priset inklusive den skatt som utgår vara tillräckligt.

Beträffande *transportsektorn* konstateras att beskattningen utgör en drivkraft mot lägre energianvändning även här. Av specifika ekonomiska åtgärder nämner man de förändringar av beskattningen av tjänstebilar och avdragsrätten som behandlades ovan och befanns vara robusta.

Miljökonsekvensanalys av större infrastrukturinvesteringar är naturlig mot bakgrund av transportsektorns betydelse och kräver knappast författningsändringar.

Lägre hastighetsgränser och skärpt övervakning har redan berörts och konstaterats vara en robust åtgärd.

Härutöver diskuterar verket administrativa åtgärder, typ en vidareutveckling av miljöklassningen och obligatoriska emissionsgränser. Dessa skulle sannolikt ha en viss effekt, men Sveriges handlingsfrihet är starkt begränsad av internationella åtaganden.

Inom *jordbruket* har diskussionen framför allt handlat om dikväveoxid. Åtgärder för att effektivisera kväveutnyttjandet i näringen går hand i hand med att begränsa emissionerna av gasen, varför också detta är ett exempel på en robust åtgärd.

Jordbrukets miljöpåverkan bestäms i stor utsträckning av de allmänna villkoren för näringen, även om de specifika miljöåtgärderna naturligtvis också har en effekt. 1990 års reformbeslut innebar ett steg i riktning mot lägre näringsläckage, både genom incitament till lägre intensitet och lägre produktion totalt sett. De senaste åren har användningen av handelsgödsel ökat igen. En eventuell EG-anslutning skulle gynna spannmålsodlingen, vilket under i övrigt oförändrade förutsättningar kan förväntas ge högre läckage och emissioner.

Skogsbrukets effekt i klimathänseende domineras av virkesuttaget, vilket som nämnts kraftigt understiger tillväxten och sannolikt kommer att göra så ytterligare 30-40 år. Smärre effekter kan fås från förändrade skogsbruksmetoder, av vilka vissa sannolikt har robust karaktär (ståndortsanpassning m.m.)

Enligt Naturvårdsverkets uppskattning skulle de av verket föreslagna åtgärderna ge en utsläppsreduktion av ca 1.5 miljoner ton kol i förhållande till referensutvecklingen, vilket enligt de prognoser man arbetat med skulle vara tillräckligt för att stabilisera emissionerna på 1990 års nivå. Inskränker man åtgärderna till dem som befunnits vara robusta eller på andra grunder accepterats ovan, stannar reduktionen vid omkring 1.2 miljoner ton kol. Skillnaden kan knappast anses signifikant.

6.7 Summering

Problemets natur

1. Klimatfrågan har flera särdrag. Den är genuint global på ett sätt som få andra miljöproblem är. Den potentiella räckvidden hos de av människan förorsakade förändringarna är också, om den hittills dominerande beskrivningen är korrekt, större än i de flesta fall. Jämförbar relativ betydelse har människan haft vad gäller markanvändningen, svavelcykeln, biodiversitet och på ytterligare några områden. Om de faktiska konsekvenserna hamnar i den övre delen av det möjliga spektret - något som ganska länge kommer att vara en öppen fråga - är konsekvenserna för människan själv allvarligare än när det gäller de flesta andra miljöproblem. De viktigaste konsekvenserna torde gälla försörjningen med livsmedel och vatten och markanvändningen i låglänta kustnära områden.
2. Det långsiktiga målet för en klimatpolitik är ett resursutnyttjande som är förenligt med de restriktioner som klimatsystemet sätter för människans agerande. Vilka dessa restriktioner är i dagsläget okänt; beslutsproblemet präglas av stor osäkerhet, som spänner över hela spektret från de grundläggande fysikaliska sambanden till effekterna av olika föreslagna åtgärder. En faktor som bidrar till osäkerheten är de långsamma förloppen i vissa delar av klimatsystemet.

   En annan komplicerande faktor är att emissionerna inom en nations gränser beror av miljontals beslut i hushåll och företag, över vilka statsmakterna bara har begränsat inflytande.
3. Ytterligare en aspekt som gör klimatfrågan tämligen unik är kostnaderna för att på ett substantiellt sätt påverka de drivande faktorerna bakom den förstärkta växthuseffekten. Den uppskattas för industriländerna, med medelhöga ambitionsnivåer fram till mitten av nästa sekel, ligga på flera procent av BNP per år, vilket är mer än för något annat miljöproblem. Denna uppskattning förutsätter dessutom att den förda politiken är kostnadseffektiv; skulle detta inte vara fallet, blir kostnaderna högre.

   För Sverige kan marginalkostnaderna för sänkta växthusgasemissioner förväntas ligga högre än för genomsnittet bland industriländerna, eftersom landet startar från en låg emission per capita. En kärnkraftsavveckling är ytterligare en komplicerande faktor.

Krav på åtgärder

4. Åtgärder i syfte att minska risken för klimatförändringar med negativa konsekvenser måste vara *effektiva*. Detta krav måste drivas med särskild styrka i Sverige med dess förväntat högre interna kostnader för emissionsbegränsningar. Det innebär att traditionella regler för ekonomisk politik vad gäller kostnadseffektivitet, konkurrens etc. måste respekteras, oavsett vilken ambitionsnivå som väljs.

   Vidare måste åtgärderna ses i ett globalt perspektiv, eftersom problemet till sin natur är globalt. Största möjliga flexibilitet måste upprätthållas vad avser källor och sänkor för växthusgaser, inriktning på olika gaser, geografisk fördelning av åtgärder etc. Detta ställer höga krav på samordning mellan de nationella åtgärdsprogrammen.
5. Åtgärder måste för att bli effektiva också ta *osäkerheter* och *tidsfördröjningar* i beaktande. Innebörden av detta är att den optimala politiken påverkas av att centrala faktorer är ofullständigt kända och kommer att förbli så under lång tid framöver. Om beslut fattas som om dessa osäkerheter inte förelåg, finns betydande risker för kostsamma felinvesteringar.
6. En internationell lösning måste i huvudsak bygga på *frivilligt deltagande*. Detta innebär att kostnadsfördelningen måste upplevas som rimlig av berörda nationer. Antalet tänkbara nycklar för fördelningen av kostnaden är stort och begränsas egentligen bara av praktiska krav på enkelhet, dataunderlag, möjligheter till framtida övervakning etc.

De centrala valen

7. Ett antal centrala val påverkar starkt Sveriges ambitionsnivå och kostnader för klimatrelaterade åtgärder. I själva verket betyder dessa val mer för vilka åtgärder och kostnader som kan anses motiverade än måttliga variationer av reduktionsnivån. Kritiska faktorer är:
   - om emissioner skall räknas brutto eller netto; räknat netto ligger Sveriges totala växthusgasemissioner för närvarande på en låg nivå och kommer att göra så flera decennier framåt i tiden. Klimatkonventionen slår fast att såväl källor som sänkor skall beaktas;
   - vilka gaser som skall omfattas; konventionen föreskriver att alla gaser som inte regleras av Montreal-protokollet berörs. Detta bör beaktas såväl vid val av åtgärder som vid fördelningen av kostnadsbördan;
   - vilken roll utgångsläget skall spela; konventionen säger att utgångsläget skall beaktas, men inte hur. För Sverige med låga specifika emissioner utgångsåret är detta avgörande.

Dessa frågor kan synas tekniska men har så stor betydelse för Sveriges åtaganden att de måste bli föremål för politisk diskussion.

Ambitionsnivå

8. Grovt sett finns på nuvarande kunskapsnivå tre olika möjliga förhållningssätt till klimatfrågan:
   - det finns en relativt solid vetenskaplig grund för hypotesen att den förstärkta växthuseffekten om inte särskilda åtgärder vidtas medför allvarliga konsekvenser. Risken för detta är så stor och de potentiella skadorna så betydande att vi bör ta på oss betydande kostnader för att förebygga en sådan utveckling;
   - vi saknar för närvarande kunskap om några av de centrala leden i resonemanget om klimatförändringar och deras effekter. Det är fullt möjligt att återkopplingsmekanismer på olika nivåer reducerar effekten till något som inte går att skilja från klimatsystemets naturliga variationer. Vi bör därför inte ta på oss några kostnader för åtgärder innan kunskapsläget förbättrats;
   - konsekvenserna av en förstärkt växthuseffekt är potentiellt allvarliga, men osäkerheten är ännu stor. Vi bör därför tills vidare koncentrera oss på åtgärder som är motiverade också av andra skäl, dvs. sådana som kan genomföras till inga eller låga kostnader. I ett internationellt perspektiv är mängden av sådana åtgärder mycket stor.
9. Vad som skall betraktas som rimlig ambitionsnivå för Sverige är som konstaterats ovan starkt beroende av det sätt man räknar på. De kalkylförutsättningar som hittills dominerat i landet, utnyttjade av bl.a. Naturvårdsverket och NUTEK, kan karaktäriseras som maximalt ogynnsamma för svenskt vidkommande. Räknar man å andra sidan nettoemissioner, framstår ett frysningsåtagande som hanterligt, under förutsättning att de av människan kontrollerade kolsänkorna får utnyttjas under den period åtagandet avser. En nettoemission av 0.5 ton kol per capita och år - i Sveriges fall omkring 4 miljoner ton per år - har angivits som en globalt långsiktigt hållbar och bör därmed rimligen kunna anses som en gräns för ambitionerna även på medellång sikt.

   En relativt samstämmig bedömning från de instanser som bedömt Sveriges möjligheter att realisera begränsningsåtaganden är att möjligheterna att frysa bruttoemissionerna i Sverige till år 2000 beror på aktivitetsnivån i ekonomin. Neddragningar på andra sidan sekelskiftet framstår som svårare, i synnerhet i perspektivet av en kärnkraftsavveckling. Flexibilitetsskapande åtgärder på internationell nivå måste därför spela en central roll.

Sveriges internationella agerande

10. Oavsett vilken ambitionsnivå som väljs, bör Sverige eftersträva största möjliga flexibilitet. Denna flexibilitet bygger på att samtidigt beakta alla växthusgaser, på möjligheten att utnyttja både källor och

sänkor och på möjligheterna att genomföra åtgärder där de är minst kostsamma. Tunga skäl talar alltså för en heltäckande politik, inom vilken man redan från start söker bygga in incitament för kostnadseffektivitet.

Två huvudvägar står öppna för att öka flexibiliteten: samprojekt (*joint implementation*) och säljbara utsläppsrättigheter. Samprojekt är förknippade med betydande praktiska och administrativa problem globalt men har stora utvecklingsmöjligheter inom gruppen av industriländer ("Annex-1-länder), där de är snarlika säljbara utsläppsrättigheter. Denna grupp kan ses som en kärna kring vilken ett heltäckande system av säljbara rättigheter kan utvecklas. Framför allt i Östeuropa och f.d. Sovjetunionen finns betydande möjligheter till kostnadseffektiva samprojekt. Sverige bör inleda överläggningar med länder i detta område för att skapa handlingsutrymme för klimatpolitiken även på kort sikt.

11. Det långsiktiga målet för svensk klimatpolitik bör diskuteras redan nu. Huvudalternativen är ett fullt utbildat, globalt system med säljbara utsläppsrättigheter och en globalt harmoniserad växthusgasskatt. Ingen av dessa lösningar är problemfria, och det är en vanföreställning att det senare skulle vara väsentligt lättare att genomföra.

Klimatkonventionens skarpa åtskillnad mellan i-länder och u-länder kommer inte att kunna upprätthållas särskilt länge. En mer kontinuerlig fördelning av åtaganden och kostnadsbörda måste förhandlas fram. En sådan krävs inte bara av legitimitetsskäl utan också därför att u-landsgruppens emissioner växer snabbt och så småningom kommer att dominera över i-ländernas.

För u-ländernas del torde det på kort sikt röra sig om att genomföra robusta åtgärder (*no-regrets options*), exempelvis att avskaffa subventionssystem som gynnar miljöstörande verksamhet.

För att undvika snedvridningar i incitamenten måste systemet inte bara göras globalt täckande utan också omfatta alla växthusgaser av någon betydelse. Krav på förbättrad information om källor och sänkor för dessa gaser har hög prioritet också därför att den kan förväntas påverka diskussionen om hur betalningsbördan skall fördelas internationellt.

Svenska åtgärder

12. En svensk klimatpolitik bör arbeta med följande huvudkomponenter:
   - i första hand genomförs de åtgärder i Sverige som har inga eller låga kostnader (*no-regrets options*). Riksdagen har redan i princip uttalat sig för denna typ av åtgärder. Exempel är avveckling av subventioner inom skattelagstiftningen, åtgärder inom trafikpolitiken och kostnadseffektiva projekt för höjd energieffektivitet på vissa produktområden. Även direkt påverkan på konsumtions-

mönster kan komma i fråga, t.ex. genom en anpassning av hastighetsgränserna till nivåer som ligger närmare de optimala;

- i andra hand skapas flexibilitet på sikt genom bilaterala (eventuellt multilaterala avtal) avtal främst med länder i Östeuropa och f.d. Sovjetunionen inom den s.k. Annex-1-gruppen. Även för denna kategori finns sekundära vinster som kan motivera ett svenskt engagemang;
- i tredje hand övervägs åtgärder i Sverige som medför kännbara kostnader, rangordnade efter kostnadseffektivitet. Därvid måste den ekonomiska politikens sedvanliga krav och riktlinjer upprätthållas. Regler om frihandel och offentlig upphandling måste respekteras. Det styrande kriteriet vid valet av åtgärder ska vara kostnaden för att få bort en viss mängd växthusgaser ur atmosfären (kronor per ton kolekvivalenter eller motsvarande). Biobränslen intar härvidlag ingen särställning.

7 Försurning

7.1 Problemets natur

Försurning, eller en sänkning av pH-värdet, innebär en förändring av jonbalansen i det medium där den inträffar. I områden som likt Sverige varit täckta av is är försurning av mark en naturlig process påverkad av nedbrytning av organiskt material, luftens koldioxid och borttransport av mineraler och näringsämnen. Bidraget från av människan påverkade försurningskällor är emellertid i dag på många håll väsentligt större än de naturliga processernas.

Den dominerande processen bakom försurning är att surgörande substanser transporteras i något medium, exempelvis luft, och deponeras i mark och vatten, på byggnader etc. Den sänkning av pH-värdet i det mottagande mediet som blir följden utlöser olika typer av reaktioner: sekundära förändringar i jonbalanserna, korrosion, ändrade livsbetingelser för levande organismer m.fl. Hur starka dessa blir beror i första hand av förmågan att neutralisera de sura ämnena - buffertkapaciteten.

En annan viktig faktor bakom försurning i styrda ekosystem inom jord- och skogsbruk är uttaget av biomassa. När den växande organismen tar upp kväve, förändras jonbalansen i marken i försurande riktning. Om biomassa kontinuerligt förs bort, måste denna effekt neutraliseras genom kalkning. För intensiva odlingssystem som spannmåls- eller energiskogsodling är detta en av de viktigare försurningsfaktorerna; här svarar det sura nedfallet för blott 5-10 procent av den totala försurningen (Andersson 1989). Vid övergång till skogsodling på åkermark halveras i stort sett försurningen. Skogsbrukets betydelse är generellt mindre väl känd men förutom i norra Sverige mindre än luftföroreningarnas (Y. Brodin, pers. medd.).

De ämnen som dominerar de storskaliga försurningsprocesser som har blivit ett miljöproblem är svavel- och kväveföreningar. Viktiga källor är svavelutsläpp från förbränning av olja och kol i Sverige och omvärlden, utsläpp av kväve från motorfordon och jordbruk och uttag av biomassa från åker- och skogsmark. Svavelemissioner från fossilbränslen är i dag den viktigaste enskilda källan. Svavlets relativa betydelse minskar dock, medan kvävets ökar.

Ett internationellt problem

Försurningen är ett i dubbel mening internationellt problem. En stor deposition av svavel förekommer exempelvis i delar av Centraleuropa, mellersta Storbritannien och i asiatiska länder som Kina, Korea och delar av Indien. Betydande skador på skogen har registrerats i Centraleuropa och i varierande omfattning även på andra håll i världen (de Steiguer ed. 1992).

Men försurningen är internationell också i den meningen att surgörande substanser transporteras över gränserna och att varje land därför bara har begränsad kontroll över depositionen. Nedfallet av svavel över Sverige år 1991, 200 000 ton, härrörde till 14 procent från svenska källor (SCB 1993, tabell 1.39). Detta motsvarar i sin tur drygt en tredjedel av de svenska emissionerna; två tredjedelar faller alltså ner på andra länders territorier eller i havet.

Situationen för kväve är likartad. Drygt 20 procent av nedfallet av ammonium- och nitratkväve över Sverige härrör från Sverige, motsvarande en tredjedel av emissionerna i Sverige (ibid., tabell 1.38).

Situationen i Sverige

Nedfallet över Sverige är väsentligt lägre än över Centraleuropa och de andra ovan nämnda områdena. Att effekterna på naturliga ekosystem i Sverige ändå kan bli kännbara beror på att buffertkapaciteten i marken på många håll är förhållandevis låg.

Belastningen mätt som pH i nederbörd är störst i sydvästra delen av landet, Skåne och Halland, och längs ostkusten från Blekinge till Uppland (SNV 1993 c). Tar man den naturliga buffertkapaciteten i beaktande, blir bilden något annorlunda. För sjöar och vattendrag är då västra och södra Sverige mest utsatta. Det är också i sydvästra delen av landet som flest skogsskador observerats; det bör dock observeras att sambandet mellan försurning och skogsskador inte är helt klarlagt (se nedan).

7.2 Konsekvenser av försurning

7.2.1 Konsekvensbild

Sjöar och vattendrag

Försurningens effekter på insjöar och vattendrag var ett av de tidigast uppmärksammade miljöproblemen. Försurningen missgynnar vissa arter och gynnar andra; det normala är att antalet arter minskar med ökande försurning. Utsatta arter är exempelvis kräftor, lax, snäckor, musslor, iglar och dagsländor.

En indirekt effekt av det sänkta pH-värdet i vatten är att tillgängligheten på vissa metaller, som är giftiga åtminstone i höga koncentrationer, ökar. Hit hör kvicksilver, kadmium och koppar. Även aluminiumkoncentrationen ökar.

Skogsmark

Försurning i skogsmark ger upphov till vegetationsförändringar. Ofta är det inte försurningen i sig utan kombinationen av denna och gödslingseffekten från nedfallande kväve och andra miljöfaktorer som förorsakar förändringarna.

Stort intresse har av uppenbara skäl ägnats frågan hur skogens tillväxt påverkas av nedfallet av försurande ämnen och näringsämnen. Full konsensus råder inte i bedömningarna vare sig av läget i skogen eller beträffande orsakssambanden.

En utgångspunkt för de flesta bedömningar är att nedfallet i längden inte kan överskrida vad som kallas den kritiska belastningsgränsen - ett mått på markens buffertkapacitet - utan bestående skador. Överskrids denna gräns, töms efterhand marken på sin kapacitet att neutralisera det sura nedfallet. När buffertkapaciteten är förbrukad, kan förändringar ske mycket snabbt, och eventuella motåtgärder blir mer komplicerade och kostsamma. Problemet är att den faktiska belastningsgränsen inte låter sig fastläggas med precision. Osäkerhet kommer därför att råda beträffande tidshorisonten under vilken beslut måste fattas.

Den andra viktiga potentiella skadeorsaken är att gödslingseffekten från nedfallande kväve på kort och medellång sikt leder till ökad tillväxt, samtidigt som försurningen försämrar tillgängligheten på andra viktiga substanser. Växtplatsen råkar därför i ett tillstånd av näringsobalans. Förloppet blir analogt med den rena försurningens.

Även i detta avseende råder viss oenighet beträffande orsakssamband och förlopp. Som indikationer på ohälsa hos skogen har utnyttjats barravfall, kronutglesning, svampangrepp m.m. Det tycks föreligga ett allmänt positivt samband mellan barravfall och långsammare tillväxt (Söderberg 1991); det är dock inte särskilt stabilt utan varierar från lokal till lokal (Eriksson 1993). Kronutglesning har registrerats i bestånd på försurad mark i sydvästra Sverige men har av vissa tillskrivits extrema väderförhållanden snarare än försurningen i sig.

Annan mark

Även annan mark än skogsmark påverkas av nedfallet. Särskilt utsatta är magra marker som hedar i sydvästra Sverige och delar av fjällregionen. Även här är det kombinationen av gödslingseffekten och försurningen som ger upphov till förändringar.

Kulturmark som åkrar, ängar och hagar är mindre känsliga. Jonbalansen bestäms här i mycket högre utsträckning av mänskliga aktiviteter som gödsling och uttag av biomassa än av atmosfäriskt nedfall; som nämndes ovan svarar nedfallet typiskt för 5-10 procent av försurningseffekten på mark som används för odling av spannmål eller energiskog.

Teknosfären

Inte bara ekosystem utan också teknosfären - byggnader, fordon m.m. - påverkas. Målade eller putsade ytor kräver ökat underhåll. Kulturminnesmärken åldras snabbare. Metall i byggnadskonstruktioner och fordon korroderar hastigare. Även installationer under mark som rör och kablar påverkas.

Hälsa

Hälsoeffekterna från försurande ämnen är både direkta och indirekta. Inandning av sura partiklar eller svavel- och kväveoxider ger retningar i luftvägarna som kan leda till kroniska luftvägssjukdomar (SNV 1993 d). De indirekta effekterna är framför allt kopplade till giftiga metaller. Kadmium i föda kan på sikt ge njurskador. Hypoteser finns också beträffande samband mellan aluminium i dricksvatten och demens samt mellan höga halter av koppar i dricksvatten och diarré hos barn, men sambanden är inte belagda.

7.2.2 Ekonomiska skattningar

Någon heltäckande analys av försurningens kostnader i Sverige och kostnaderna för åtgärder att reducera emissioner eller effekter som skulle möjliggöra en optimal avvägning av åtgärderna existerar veterligen inte. OECD (1981) representerar ett tidigt försök att genomföra ett sådant program på europeisk basis, men analysen är inskränkt till begränsade åtgärdsprogram och är nu överspelad.

Det finns dock partiella skattningar, en kostnadskalkyl av Bergman (1989), kalkyler av kostnader och intäkter för vissa åtgärdsprogram i Norge och ett omfattande material framtaget på europeisk basis vid IIASA i Wien, som tillsammantagna kan ge en hygglig uppfattning om vilka värden som är involverade. Den mycket omfattande amerikanska försurningsstudien (NAPAP 1991) innehåller en mängd tekniska och ekonomiska data av relevans för bedömningen, men även här har man avstått från att försöka träffa en optimal avvägning mellan skador och kostnader för åtgärder.

Andersson & Åshuvud (1984) är en tidig skattning av svavelemissionernas samhällsekonomiska kostnader i Sverige. Studiens resultat sam-

manfattas i tabell 7.1, där den marginella kostnaden för att emittera ytterligare ett ton svavel år 1982 anges.

Tabell 7.1 Samhällsekonomiska kostnader för svavelemissioner 1982 (kronor/ton svavel i 1982 års penningvärde).

Skog	370
Grödor	40
Sjöar och vattendrag:	
fisk	30
rekreation	14
optionsvärde	36
Korrosion	2 370
Hälsa	7 550
Totalt	**10 410**

Källa: Andersson & Åshuvud (1984).

Underlaget för kalkylen är en kombination av ingenjörsdata, betalningsviljeundersökningar och (i fallet hälsa) skattningar baserade på beteenden. Författarna understryker själva osäkerheten i kalkylen, särskilt vad avser den stora hälsoposten.

Åtskilligt har förändrats sedan studien gjordes. De totala utsläppen har reducerats kraftigt. Det uppsatta målet om en 80-procentig minskning av svavelemissionerna till sekelskiftet nåddes redan 1992. Framför allt har stadsluften förbättrats väsentligt, vilket innebär att hälsokostnaden nedbringats. Å andra sidan har vissa ekologiska effekter uppgraderats.

Skogsskadornas kostnader låter sig naturligtvis inte uppskattas med någon större säkerhet, mot bakgrund av de osäkerheter beträffande orsakssambanden som redovisades ovan. Hultkrantz (1992 b) har gjort en förbättrad, men fortfarande skissartad, kalkyl baserad på pessimistiska antaganden om konsekvenserna av nedfallet. Resultatet blir en årlig skogsskadekostnad av något eller några 100-tal miljoner kronor (vilket är konsistent med ovanstående uppskattning). Detta avser endast virkesbortfall, vilket är rimligt vid måttliga skador; mer omfattande skador skulle dock påverka rekreationsvärdet hos skogen.

Det bör också noteras att kalkylen är nationell i den meningen att endast den del av svavlet som faller ner över Sverige inkluderas. En korrekt uppskattning av totalkostnaden kräver en kalkyl på europeisk basis, som skulle ge ett större värde - kanske dubbelt så stort.

Korrosionskostnaden omfattar bara vissa typer av objekt och ger också den en underskattning. För amerikanska förhållanden finns en studie av Passaglia (1986), som uppskattar de totala kostnaderna för korrosion och materialbrott till 4 procent av BNP. Av dessa hävdas 20 till 30 procent kunna elimineras genom införande av bästa tillgängliga teknologi. Kostnaderna för metallkorrosion förorsakad av luftföroreningar uppskattas i studien till 0.15 procent av BNP.

Huvudslutsatserna av Anderssons & Åshuvuds material - att hälsokostnaden är den helt dominerande posten och att skadorna på tekniska system förorsakade av korrosion är väsentligt kostsammare än skadorna

på ekosystemen - får i ljuset av utvecklingen under det senaste årtiondet modifieras något. Likartade resultat har dock erhållits i en norsk studie av senare datum, Brendemoen m.fl. (1992).

7.3 Åtgärder: typ och finansiering

Åtgärder mot försurning kan liksom fallet är i klimatfrågan inriktas på anpassning, minskade nettoemissioner eller ingenjörslösningar. Eftersom skadebilden är något mindre diffus än i klimatsammanhang, är förutsättningarna för en kostnads-intäktsanalys gynnsammare.

Åtgärdsdiskussionen kräver någon föreställning om relationerna mellan kostnader för skador och kostnader för åtgärder. I avsaknad av detaljerade sådana har man traditionellt arbetat med belastningsmål, som representerat en form av informell avvägning. Följande mål för depositionen av svavel och kväve har tidigare föreslagits av Naturvårdsverket (SNV 1993 c):

Tabell 7.2 Belastningsmål och aktuella nedfall för svavel och kväve i Sverige (kg svavel respektive kväve per km^2 och år).

	Svavel		Kväve	
	Mål	Nedfall	Mål	Nedfall
Götaland	500	700-1800	1000	600-1800
Svealand	500	500-900	800	500-900
Norrland	300	300-600	600	200-600

Källa: SNV (1993 c), baserat på SNV 1990.

Aktuella nedfall överskrider målen framför allt i södra Sverige. Med de angivna målen består vissa skador på sjöar; 1-3 procent förväntas förbli kännbart skadade i landet som helhet. Även med ett belastningsmål på 300 kg svavel per km^2 och år över hela landet uppskattas 1 procent av sjöarna att förbli skadade.

I huvudrapporten från Miljö 93 (SNV 1993) har verket i stället för belastningsmål angivit uppskattade belastningsgränser för svavel till 300 kg för Götaland och 250 kg för Svealand och Norrland. Dessa nivåer har angivits utan hänsyn till eventuella ekonomiska restriktioner och representerar i stort sett halveringar av de tidigare formulerade belastningsmålen. Även gränserna för kväve har halverats.

Det bör noteras att den naturliga svavelbelastningen på Sverige ligger mellan 100 och 300 kg svavel per km^2 och år (Finkel m.fl. 1986) och alltså kan överskrida den uppskattade kritiska belastningsgränsen.

7.3.1 Anpassning

De naturliga ekosystem har som nämnts en viss förmåga att neutralisera utifrån kommande förändringar i pH-värdet i kraft av sin buffertkapacitet. När denna överskrids, inträffar emellertid förr eller senare förändringar. Samma förhållande torde gälla för hälsoeffekterna; under en viss nivå kan effekter knappast beläggas som förorsakade av den försurade atmosfären.

Inom teknosfären kan en aggressivare miljö i form av sur nederbörd mötas med korrosionsbeständigare material. Kulturhistoriskt värdefulla byggnader kan prepareras för att bättre motstå angreppen. Det är dock åtgärder som endast kan komma i fråga selektivt; storskaliga effekter kan effektivt motverkas bara genom begränsningar av emissionerna.

7.3.2 Minskade emissioner

De ingenjörsmässiga kostnaderna för att minska emissionerna av svavel och kväve är förhållandevis väl kända. Dessa måste vägas mot skadekostnaderna för att man ska kunna välja rätt ambitionsnivå. Den av Andersson & Åshuvud uppskattade kostnaden för emitterat svavel, 10 kr/kg, skall grovt sett fördubblas för att uttryckas i dagens penningvärde. Detta bör jämföras med den svavelskatt som för närvarande utgår på svavelhaltiga bränslen, 30 kr/kg svavel. Om uppskattningen av skadekostnaden är av rätt storleksordning, betyder detta att svavelskatten - mycket grovt räknat - också har rätt storleksordning. Det bör dock noteras att avgiften för närvarande bara träffar en del av emissionerna. Sjöfarten har hittills varit undantagen, och bränslen med mindre än 0.1 procents svavelinnehåll är befriade från skatt.

Om åtgärderna blir långtgående och påverkar transportsektorn och den ekonomiska aktiviteten i stort, krävs egentligen en allmän jämviktsmodell för att analysera konsekvenserna. En sådan utnyttjades av Bergman (1989) i en bilaga till 1990 års långtidsutredning för att undersöka om de mål som formulerats för svavel- och kväveutsläpp var förenliga med en BNP-tillväxt om minst 2 procent per år, under förutsättning att de fyra ej exploaterade Norrlandsälvarna skulle förbli skyddade och att kärnkraften skulle vara avvecklade till år 2010. Bergmans slutsats var att detta inte var fallet om åtgärderna genomfördes isolerat i Sverige - kostnaden för restriktionerna skulle ligga i intervallet 0.3 till 0.5 procents lägre tillväxt per år under perioden 1985-2000.

En likartad ansats har utnyttjats i det norska arbete som tidigare refererades (Brendemoen m.fl. 1992). Ingreppen i ekonomin åstadkoms här med en miljöavgift på fossilbränslen motsvarande den uppskattade marginalkostnaden för emissioner, som läggs ovanpå rådande pris (inkl. befintliga skatter och avgifter). I den jämvikt som uppnås år 2000 är bruttonationalprodukten då 17 miljarder (1990 års penningvärde) lägre än den skulle varit utan miljöavgift, eller 1.8 procent lägre. Mot denna BNP-förlust svarar emellertid miljö-, hälso- och trafikvinster på drygt 16

miljarder, som kompenserar förlusten. Sammansättningen av denna vinst bekräftar Anderssons & Åshuvuds resultat beträffande storleksordningen hos olika bidrag. Sänkta kostnader i trafiken har tillkommit och utgör mer än hälften av intäkterna. Dessa vinster behandlades ovan i avsnitt 6.6.2 och bekräftar de trafikrelaterade åtgärdernas robusta karaktär.

De reduktioner av emissionerna som faller ut som optimala ligger i intervallet 20-25 procent, med undantag för koloxid, som reduceras med 18 procent. Detta är lägre än vad Norge och andra förpliktat sig att göra beträffande svavel- och kväveutsläpp i internationella avtal, och också lägre än de norska nationella målsättningarna. En del av förklaringen till detta är kalkylens partiella karaktär; modellen straffar endast den del av nedfallet som drabbar Norge. Även om man kompenserar för detta, framgår det av tabellen att den optimala lösningen inte förändras särskilt mycket. De stora termerna i den totala vinsten - hälsoskador, trafikvinster - är lokala, varför inte ens en tiodubbling av kostnaderna för skador på ekosystemen kan förväntas ge reduktioner i nivå med vad som föreslagits av miljövårdsmyndigheten.

Mer selektiva åtgärder än en avgift på fossilbränslen kan sänka de samhällsekonomiska kostnaderna för minskningar av emissionerna och därmed förskjuta optimum i riktning mot mer långtgående reduktioner. Detta är dock inte givet, eftersom en väsentlig del av den samhällsekonomiska vinsten härrör från en minskad trafikvolym.

Analysverksamhet kring försurningsproblemet i Europa har under mer än tio år bedrivits vid systemanalysinstitutet IIASA i Wien. Arbetet har inriktats på att åstadkomma en detaljerad beskrivning av hela händelsekedjan innefattande emissioner, transport, deposition och skador (Alcamo m.fl. 1990). Skadebeskrivningen är dock begränsad till ekosystem, vilket innebär att de samhällsekonomiska intäkterna av utsläppsbegränsningar underskattas. Något försök till optimering av insatserna görs inte heller. I stället förordas utifrån ekologiska överväganden ett tämligen aggressivt program baserat på bästa tillgängliga teknik. Under detta scenario, vars tidshorisont ligger vid år 2040, skulle den maximala svavelbelastningen i Centraleuropa reduceras från 10 ton per km^2 och år till 2-3 ton. I de flesta delar av Sverige och Finland skulle antalet sjöar med pH lägre än 5.3 återgå till vad som gällde 1960. De sydligaste regionerna i de båda länderna liksom de flesta av Norges sjöar skulle å andra sidan förbli försurade.

Kostnaden för det skisserade programmet uppskattas till 0.8 procent av BNP på europeisk basis, att jämföra med de reduktionsprogram som beslutats till 1990 och bedömdes kosta omkring 0.1 procent av BNP. Mot denna kostnad svarar intäkter i form av bättre hälsa, minskad korrosion, mindre skador på ekosystemen osv. På basis av de tidigare citerade partiella skattningarna kan dessa intäkter antas vara av samma storleksordning som kostnaderna, eller måhända något lägre. I alla händelser torde nettokostnaden röra sig om högst några tiondels procent av BNP på europeisk basis. En viktig förutsättning är att vidtagna åtgärder är effektiva, vilket erfarenhetsmässigt inte alltid är fallet.

Ett sätt att höja kostnadseffektiviteten är att tillåta samordning av åtgärderna över nationsgränserna genom samprojekt, handel med utsläppsrättigheter och liknande. Denna möjlighet förutses i den förlängning av svavelprotokollet som preliminärt överenskoms hösten 1993. Problemen med handel är mer komplicerade här än när det gäller växthusgaserna, eftersom effekterna är mer lokala.

Som nämndes har Naturvårdsverket i sin översiktsrapport (SNV 1993) föreslagit en halvering av belastningsmålen. Även om ovanstående skattningar antyder att den samhällsekonomiska belastningen av ytterligare begränsningar är måttliga, åtminstone i förhållande till vad som kan bli fallet på klimatområdet, bör de makroekonomiska implikationerna av de senast föreslagna utsläppsgränserna analyseras närmare innan de blir styrande för den fortsatta politiken. En drastisk generell utsläppsreduktion måste analyseras jämsides med alternativ med lägre ambitionsnivå i kombination med riktade insatser mot särskilt värdefulla sjöar och andra biotoper.

7.3.3 Ingenjörslösningar

Ingenjörslösningar bygger på att man accepterar miljöpåverkan från de försurande processerna men söker förebygga negativa sekundära effekter genom olika åtgärder. Kalkning av sjöar har länge bedrivits i syfte att motverka pH-sänkningar utöver det acceptabla. För närvarande kalkas direkt eller indirekt omkring 7 000 av de 17 000 mer eller mindre allvarligt försurade sjöarna till en årskostnad av 200 miljoner kronor. Kalkningen har i de flesta fall inneburit betydande förbättringar för floran och faunan.

Kalkning och vitaliseringsgödsling av skogsmark i södra Sverige har under några år bedrivits i försöksskala i Skogsstyrelsens regi (Skogsstyrelsen 1993). Av den skogspolitiska kommittén (SOU 1992:76) och av regeringen (prop. 1992/93:226) har föreslagits att denna aktivitet skall börja bedrivas i full skala omfattande i förstone omkring 1.5 miljoner hektar skogsmark. Kostnaden uppskattas till mellan 1 000 och 2 000 kronor per hektar beroende på tillgänglighet. Totalkostnaden för ifrågavarande areal blir därmed av storleksordningen 2 miljarder kronor. I Skogsstyrelsens refererade rapport beskrivs en uppläggning omfattande en tioårsperiod. Tekniken bygger på långsamt verkande preparat, varför den förutsedda givan avses räcka i omkring 25 år.

Kalkning och vitaliseringsgödsling har bieffekter, som kan vara negativa (IVL 1993, Persson 1993). Gräs och eventuellt brännässlor gynnas. Avgången av koldioxid och dikväveoxid ökar, men det är osäkert i vilken omfattning. På kväverik mark ökar utlakningen av nitrater; här är det av betydelse att kvävenedfallet inte är styrbart. Den av Skogsstyrelsen utarbetade tekniken är avsedd att minimera de potentiella negativa bieffekterna.

Hur skogsskador och skogstillväxt direkt påverkas av kalkningen är osäkert, även om vissa faktorers betydelse är känd. Tysla studier (Evers 1984, Kreuzer 1984, Aldinger & Kremer 1985) indikerar ingen skillnad i skadefrekvens mellan kalkade och okalkade ytor från äldre kalkningsförsök.

En del av försurningen härrör från skogsbruket självt, genom uttag av biomassa, påverkan på utlakningsprocesser m.m. Denna komponent kan i viss utsträckning påverkas genom val av metoder i skogsbruket, vilket bör övervägas jämsides med kalkning.

På jordbruksmark ingår kalkning som en komponent i det normala markunderhållet. Eftersom nedfallets effekter på försurning och näringsbalans är marginell i jämförelse med effekterna av gödsling och uttag av biomassa, är det inte meningsfullt att diskutera åtgärder mot nedfallet separat.

7.3.4 Finansiering

Eftersom försurande nedfall är en extern negativ effekt, faller betalningsbördan för motåtgärder eller ersättning för inträffad skada på förorenaren. Situationen kompliceras av problemets internationella natur. Eftersom ingen enskild stat har jurisdiktion över hela emissionsområdet, krävs internationella avtal. Det hösten 1993 preliminärt ingångna avtalet rörande svavelemissioner innebär att takten i reduktionen under 1980-talet bibehålls. Situationen för kväve anses allmänt mer svårhanterlig.

En reducering av emissionerna blir den naturliga huvudvägen att reducera försurningsproblemet. Samtidigt står det klart att kompletterande åtgärder i form av kalkning under lång tid kommer att vara nödvändiga. I princip skall även dessa åtgärder betalas av förorenaren, och samma problem som i huvudfallet uppstår då. Förutsättningarna att driva in skattemedel från utländska förorenare för att finansiera åtgärderna måste bedömas som små.

Sjökalkningen har hittills finansierats med allmänna skatemedel. En statlig utredning har undersökt möjligheterna att tillämpa en nationell polluter-pays principle för att finansiera åtgärderna och utformat åtta olika alternativ att på olika sätt approximera PPP (Miljödepartementet 1993).

Beträffande kalkning och vitaliseringsgödsling av skogsmark är situationen annorlunda. Nedfallet har både en gödslande och en försurande effekt, och utbredd enighet råder om att en del av den ökade tillväxten i skogen kan hänföras till gödslingseffekten.

Skogsstyrelsen föreslog i sin rapport att kostnaderna för åtgärderna skulle delas mellan stat och markägare i proportionerna 80/20. Något motiv för just denna kostnadsfördelning angavs inte i raporten, och något sådant har inte heller lämnats i skogspolitiska kommitténs betänkande eller i den refererade propositionen. Ett underförstått motiv förefaller vara att skogsägarna drabbas av en utifrån kommande störning

och därför inte bör bära hela kostnadsbördan. Allemansrätten medför att även en bredare allmänhet kan gynnas av åtgärderna, om situationen är akut. Det är dock allvarligare skador i form av kraftigt barravfall och förtidig träd-död som kan anses gå ut över rekreationsvärdet. Undersökningar av skogens betydelse för fritidslivet indikerar också att det är mycket små andelar av den totala arealen som faktiskt utnyttjas av en bredare allmänhet (Kardell 1980). Vitaliseringsgödslingen kan inte heller sägas generellt gynna bärförekomsten i skogen.

Vinsterna med åtgärderna kommer markägarna till godo i form av högre mark- och virkesvärden, om de är välmotiverade; är de inte det, bör de inte genomföras.

Det råder en iögonenfallande asymmetri i behandlingen av nedfallets positiva och negativa effekter. Om skattebetalare skall bidra till finansieringen av åtgärder mot nedfallets negativa effekter, bör rimligen en del av vinsterna av kvävenedfallet i form av ökad tillväxt för symmetrins skull också dras in till statskassan. Något sådant förslag har veterligen inte framförts. Mot en särbehandling av skogsägarna talar också det faktum att många andra drabbas av det sura nedfallet. Som framgått av redovisningen torde de totala skadorna på byggnader och andra tekniska konstruktioner vara större än skadorna på skogen. Stadfästs en princip om statlig intervention när det gäller en kategori föreligger en uppenbar risk att andra grupper kommer att resa anspråk på ersättning, med en flerdubbling av utgiften som följd.

Slutsatsen av denna överläggning är att försurningens effekter på skogen i första hand får anses vara en angelägenhet mellan dem som bidrar till försurningen och skogsägarna. I den mån den förra gruppen inte kan identifieras eller principen om förorenarens ansvar inte kan upprätthållas av praktiska skäl, bör skogsägarna ta huvudansvaret för beslut om motåtgärder och också bära huvuddelen av kostnaden. Ett sådant större individuellt ansvar för besluten skulle skapa ökad pluralism i politiken, något som kan anses gynnsamt mot bakgrund av att viss osäkerhet råder beträffande effekter och bieffekter.

7.4 Slutsatser

1. Försurningen är ett internationellt problem i den meningen att föroreningarna till väsentlig del överskrider nationella gränser. Det är mer regionalt betonat än växthusfrågan, men den internationella dimensionen är ändå tillräckligt uttalad för att kräva samordning över gränserna. En sådan samordning är redan etablerad, och utvecklingen mot effektiva lösningar i internationell regi har kommit betydligt längre på detta område än när det gäller växthusfrågan.
2. Belastningen från nedfall av svavel och kväve och andra försurande processer är mindre i Sverige än i de flesta andra delar av Europa. Samtidigt är den svenska naturen förhållandevis känslig, varför konsekvenserna ändå kan bli kännbara. Skadorna på sjöar och

vattendrag blir därför relativt större, medan skadorna på hälsa och teknosfär blir mindre.

3. De allvarligaste skadorna har registrerats i kraftigt försurade insjöar och vattendrag, i form av bl.a. lokal förlust av många arter. Skogsskador finns också, framför allt i den sydvästra delen av landet, men här råder inte full enighet om försurningens roll i den aktuella situationen. Även gödslingseffekten från nedfallande kväve, klimatvariationer och andra stressfaktorer har betydelse.
4. En ekonomisk utvärdering av försurningens effekter ger vid handen att effekterna på människors hälsa dominerar, följda av effekter på tekniska system (korrosion). Ekologiskt relaterade skador (skog, fiske) är väsentligt mindre, i svavlets fall kanske 5 procent av den totala skadan.
5. Nedfallet av svavel och kväve överstiger belastningsmålen i de flesta delar av landet. Med de belastningsmål som angavs av Naturvårdsverket 1990 och i försurningsrapporten 1993 krävs beträffande svavel i Götaland en sänkning på 30-70 procent, i Svealand 0-40 procent och i Norrland 0-50 procent. För kväve är motsvarande siffror 0-50 procent, 0-10 procent respektive 0. I översiktsrapporten 1993 har Naturvårdsverket föreslagit i stort sett halverade belastningsmål, vilket i så fall ökar kraven på reduktioner.
6. Huvudåtgärder mot försuringen är utsläppsreduktioner och kalkning och vitaliseringsgödsling (sjöar, skog). De tekniska kostnaderna för dessa åtgärder är förhållandevis väl kända. Stora insatser kan dock få makroekonomiska återverkningar som är kända med mindre precision.
7. Kostnaderna för åtgärder för att minska svavel- och kväveemissionerna har uppskattats med olika metoder. Tekniskt baserade uppskattningar (*bottom-up*) uppskattar kostnaderna för hittills avtalade nivåer till någon tiondels procent av BNP, medan en makroekonomisk ansats ger högre kostnader. Med längre gående åtaganden stiger kostnaderna. För ett förhållandevis ambitiöst åtgärdsprogram av den typ som skisserats i den refererade IIASA-rapporten kan kostnaden komma att ligga på 0.5 plus eller minus några tiondels procent av BNP årligen på europeisk basis, med ett tidsperspektiv till 2040.

   Mot dessa kostnader skall vägas intäkter i form av bättre hälsa, minskade korrosionsskador, färre skador på ekosystem m.m. Dessa kan uppskattas vara av samma storleksordning som kostnaderna, eller kanske något lägre. I alla händelser torde inte samhällets nettokostnad för rimligt ambitiösa program komma att överstiga några tiondels procent av BNP.
8. En effektiv politik måste av allt att döma baseras på en kombination av generella åtgärder - utsläppsreduktioner - och selektiva. Att dimensionera reduktionerna efter de mest känsliga ekosystemen är sannolikt inte effektivt.

   De selektiva åtgärderna kalkning och vitaliseringsgödsling bör i huvudsak finansieras genom avgifter på emissioner eller av berörda

ägare och nyttjare. Argumenten för finansiering med allmänna skattemedel är svaga.

8 Biodiversitet

Biodiversitet är ett tämligen svårhanterligt begrepp. Det är inte knutet till enstaka resursbärande objekt utan till ett system av organismer. Det finns ett brett spektrum av värden knutna till biodiversiteten, alltifrån sådana direkt kopplade till överlevnad (jordbruksproduktion) över allmänna exploateringsrelaterade till estetiska och etiska (existensvärden). Det blir därför svårt att uppskatta i monetära termer vilka värden som påverkas när biodiversitet går förlorad.

Även kostnaderna för att bevara biodiversitet är ofta svåra att uppskatta. Mycket beror på hur eventuella konflikter mellan nyttjare och miljöintressen hanteras. Den amerikanska debatten kring en hotad ugglеart (*spotted owl*) och moratoriet på skogsavverkning i statligt ägda skogar med åtföljande arbetslöshet illustrerar att kostnaderna kan bli höga om man inte når lösningar på andra vägar än genom öppen konflikt.

8.1 Grundläggande begrepp och fakta

Definitioner och historia

Begreppet *biodiversitet* är en kortform för biologisk diversitet eller biologisk mångfald. Biodiversitet är mer neutralt än mångfald och bör föredras.

Biodiversitet brukar beskrivas på tre olika nivåer:

- genetisk diversitet,
- artdiversitet,
- ekosystemdiversitet.

I bland är det aktuellt att urskilja biodiversitet knuten till populationer mellan genpool och art, och sådan som är knuten till samhällen, mellan art och ekosystem.

Sedan livets uppkomst på jorden har biodiversiteten vuxit på alla nivåer, med undantag för några spektakulära utsläckningsincidenter, varav den mest genomgripande inträffade vid slutet av perm-perioden, för knappt 250 miljoner år sedan. Vid detta tillfälle bedöms så mycket som

96 procent av biodiversiteten på artnivå ha gått förlorad (Jablonski 1991, Jenkins 1992).

Naturlig omsättning av arter är ett nödvändigt inslag i evolutionsprocessen. Mer än 99 procent av alla arter som har existerat har dött ut (Wilson 1992, s. 192). Ändå var antalet arter tills helt nyligen större än det någonsin tidigare varit. Att så många arter dött ut innebär naturligtvis inte i sig ett förringande av arternas betydelse för livets fortsatta utveckling.

Antalet arter på jorden är inte känt. Wilson (1992) anger ett brett osäkerhetsintervall, 10 till 100 miljoner. Inte ens antalet namngivna och beskrivna är känt med säkerhet, 1,5 miljoner +/-10 procent (Wilson, ibid, Hammond 1992). I tabell 8.1 ges antalet kända respektive uppskattade antal arter i några viktigare grupper av organismer samt kvoten dem emellan ("okunnighetsfaktorn").

Tabell 8.1 Antal arter, kända respektive uppskattade, för större grupper av organismer (tusental).

Grupp	Kända arter (1)	Uppskattat antal (2)	Okunnighetsfaktor (2)/(1)
Virus	5	500	100
Bakterier	4	400-3000	100-750
Svampar	70	1000-1500	15-20
Protozoer	40	100-200	3-5
Alger	40	200-10000	5-250
Högre växter	250	300-500	1-2
Ryggradsdjur	45	50	1
Nematoder	15	500-1000	30-70
Blötdjur	70	200	3
Skaldjur	40	150	4
Spindlar	75	750-1000	10-15
Insekter	950	8000-100000	8-100

Källa: Hammond (1992).

Av tabellen framgår dels att okunnigheten är stor - vi känner mellan 1 och 10 procent av det verkliga antalet arter, dels att den är ojämnt fördelad. Vissa organismer är lättare att upptäcka och studera ("karismatiska" arter) och har därför fått stor uppmärksamhet. Detta gäller både forskarkåren och en bredare allmänhet, vilket skapar risk för "visuell missvisning" i problemuppfattningen.

Mikroorganismer, som alltså fått förhållandevis lite uppmärksamhet, står för huvuddelen av biomassan och den biologiska aktiviteten. 85 procent av kärlväxterna är för sitt näringsupptag mer eller mindre beroende av mykorrhiza, och kvävefixerande bakterier spelar en central roll i näringscyklerna. Alger och cyanobakterier svarar för 40 procent av den globala fotosyntesen. Även för exempelvis svavelcykeln är mikroorganismerna centrala (svavelväte, dimetylsulfid).

En viktig aspekt på bevarandeproblemet är vilka arter som är *endemiska*, dvs. bara förekommer inom ett geografiskt område. Hög andel endemiska arter bland växter (> 50 procent) har Kina, Indonesien, Australien

och Nya Zeeland, södra Afrika och Chile. Länderna i Central- och Nordeuropa har låg andel endemiska arter (< 5 procent).

Hot-spots (Myers 1988, 1990) betecknar avgränsade områden med extremt hög biodiversitet och hög andel endemiska arter. Myers har kartlagt ett tjugotal områden i världen (inskränkt till landområden) av detta slag. Om man i en gemensam global ansträngning söker bevara största möjliga diversitet för en given resursinsats, kommer sådana områden naturligt att spela en viktig roll.

Faktorer som påverkar biodiversiteten

Faktorer som påverkar biodiversiteten är *energi, stabilitet och tillgänglig yta* (ESA-teorin). Hög solinstrålning per ytenhet är gynnsamt, liksom klimatstabilitet både på lång och kort sikt (små årstidväxlingar, avsaknad av nedisningar). Det är därför naturligt att biodiversiteten ökar när man går från polerna till ekvatorn. Tropiska humida skogar ("regnskogar") upptar omkring 6 procent av den totala landytan men hyser sannolikt mer än hälften av alla arter (Wilson 1992, s. 197). Norra hemisfärens tempererade och boreala områden är av samma skäl tämligen artfattiga, och befintliga arter har i allmänhet stora utbredningsområden.

Artrikedomens samband med den yta som arterna kan röra sig över någorlunda lätt undersöktes ursprungligen för öar (MacArthur & Wilson 1963), men teorin har sedan fått en tillämpning på biotoper i allmänhet, som ibland kan uppfattas som öar i generaliserad mening. Kritik har dock rests mot denna analogi (Boeckeln & Gotelli 1984, Zimmerman & Bierregard 1986).

Empiriskt har man för öar skattat ett samband mellan ytan (A) och antalet arter (S) av formen

$$S = \text{konst.} \times A^z,$$

där z är en parameter som varierar med arterna. Parametern z ligger normalt mellan 0.15 och 0.35, med låga värden för rörliga arter som fåglar och högre värden för mer stationära arter. Som tumregel brukar man välja $z = 0.3$, vilket innebär att en tiodubbling av ytan leder till en fördubbling av antalet arter. Omvänt leder en reduktion av en viss biotops yta med 90 procent till en förväntad halvering av antalet arter.

Biodiversitet på olika nivåer

En arts försvinnande kan få mycket olika konsekvenser. Vissa arter kan försvinna utan andra konsekvenser än att andra arter fyller den efterlämnade nischen; detta torde vara fallet för de flesta av de större däggdjur som dog ut i sen förhistorisk tid. Andra arter har mer karaktär av nyckelarter; ett exempel är havsuttern (*enhydra lutris*), vars försvinnande

från stora delar av den nordamerikanska stillahavskusten ledde till stora förändringar av både växt- och djurliv. Återinplantering från den population som överlevt längs Alaskas och Californiens kuster har gjort det möjligt att restaurera den ursprungliga flora och faunan (Wilson 1992, kap. 10).

Begreppet nyckelarter har vunnit stor spridning i opinionsbildningen kring biodiversiteten, men antalet belagda exempel är litet.

Biotoper eller *ekosystem* är intressanta i bevarande diskussionen både som objekt och därför att även en artorienterad insats normalt måste ske där arterna naturligt förekommer (*in situ*).

Organismsamhällen som bevarandeobjekt är inte desto mindre en smula problematiska, eftersom de förändras över tiden helt oberoende av människans påverkan. Flertalet av dagens terrestra samhällen existerade inte i sin nuvarande form för 10 000 år sedan (Jablonski 1991).

Det finns en tendens i diskussionen om biodiversiteten att fokusera på arter, och då framför allt deras försvinnande eller fortlevnad. Denna tendens är naturlig; en art är någorlunda lättidentifierad, medan ett ekosystem är betydligt suddigare i konturerna (om man över huvud taget accepterar begreppet, vilket inte alla ekologer gör; se Levin 1992). Samtidigt är det bara i begränsad utsträckning som arterna är de intressanta, både i ett vidare bevarandeperspektiv och i ett snävare nyttjandeperspektiv. Det centrala är i de flesta fall vissa *funktioner*, för vilka enskilda arter kan vara betydelsefulla men som i normalfallet kan upprätthållas av andra arter eller i alla fall med förändrade relativ förekomst hos de olika arterna (Holling m.fl. 1994). En kraftig nedgång i förekomsten av en art kan vara en indikator på en mer djupgående och riskabel förändring, men behöver inte vara det. *Om* den är det, innebär en fokusering på artens fortbestånd t.ex. genom utplantering att man intresserar sig mer för symptomet än för den bakomliggande stressorsaken.

Biodiversitet i Sverige

Antalet arter i Sverige uppskattas till omkring 50 000 (exkl. mikroorganismer; SNV 1993 b). Antalet endemiska arter är mycket litet, vilket sammanhänger med att Sverige vid upprepade tillfällen, och senast för 10 000 år sedan, varit nedisat. I evolutionärt perspektiv är 10 000 år en kort tid, varför praktiskt taget alla arter är invandrade. Ett exakt antal endemiska arter är svårt att ange, beroende på svårigheter i gränsdragningen mellan arter och underarter. SNV (1993 b) anger 1 (en) art av ryggradsdjur (av totalt 479), 16 arter av kärlväxter (av totalt omkring 2 000) och ett antal mossor. Vissa av dessa kan dock klassificeras som underarter. Totalt rör det sig kanske om ett tiotal arter som kan betraktas som endemiska eller nära endemiska i Sverige (T. Hallingbäck, pers. medd.). Stora delar av Norden och länderna på andra sidan Östersjön är emellertid naturliga att betrakta som ett utbredningsområde för befintliga arter, vilket bör få konsekvenser för åtgärdsdiskussionen.

På en högre diversitetsnivå är barrskog och våtmarker de dominerande landskapstyperna i Sverige. De svenska områdena representerar betydande arealer i ett europeiskt perspektiv men är inte särskilt unika i ett globalt (Norra Asien, Nordamerika).

På genetisk nivå anges förekomsten av vissa randpopulationer och relikter som särskilt intressant i SNV (1993 b). Skillnaden i diversitet mellan nordliga latituder och tropikerna är något mindre på genetisk nivå än på artnivå, eftersom arterna i tropikerna i genomsnitt ligger närmare varandra genetiskt, men skillnaden är mycket stor även om denna faktor beaktas.

8.2 Hot mot biodiversitet

Allmänt

Förlust av arter som ett resultat av mänskliga aktiviteter är ingenting unikt för 1900-talet. Tidiga exempel finns från Stillahavs-kulturerna och i Australien. Även de stora däggdjurens försvinnande under förhistorisk tid tros ha påverkats av människan.

Huvudsakliga hotkategier och deras relativa betydelse framgår av tabell 8.2. Eftersom flera faktorer i bland är verksamma, adderar sig procenttalen till mer än 100.

Tabell 8.2 Faktorer bakom förluster av biodiversitet på artnivå och deras uppskattade relativa betydelse (procent).

Fysisk förstörelse av biotopen	73
Konkurrens från främmande arter	68
Kemiska föroreningar	38
Hybridisering med andra arter eller underarter	38
Överexploatering	15

Källa: Wilson (1992), baserat på data från IUCN.

Som framgår av tabellen är den dominerande faktorn fysisk förstörelse av biotopen, där avskogning och uppodling framför allt i tropiska områden spelar stor roll.

Hastigheten i förlusten arter på global nivå uppskattas för närvarande ligga mellan 1 och 11 procent av antalet arter per decennium (Jenkins 1992 med vidare referenser). En försiktig skattning i den nedre delen av intervallet ger omkring 25 000 arter per år. Globalt försvinner alltså på två år minst lika många arter som det finns i Sverige totalt.

Förhållandet till den naturliga förlusten av arter: man har försökt skatta hur många arter som försvunnit under jordens historia på basis av det paleontologiska materialet. Dessa skattningar är naturligtvis förenade med ännu större osäkerheter än uppskattningarna av det aktuella antalet arter. Arter med stor uthållighet är överrepresenterade i materialet, vilket leder till en underskattning av den naturliga mortaliteten. Ändå står det klart

att den nu aktuella hastigheten i försvinnandet är hög, kanske 10-100 gånger högre än den naturliga.

De hotkategorier som används i klassifikationen är *akut hotade, sårbara, sällsynta* och *hänsynskrävande*. De tre första är internationella, av World Conservation Union (IUCN) etablerade kategorier. Egenskaper hos arter som gör dem utsatta är (SNV 1993, Synge 1992):

- naturlig förekomst; arter som förekommer i litet antal är sårbarare, liksom arter som är geografiskt koncentrerade (exempelvis i kolonier);
- långsam reproduktionstakt och stora naturliga fluktuationer ger hög sårbarhet;
- arter i slutet av näringskedjor;
- arter med speciella krav (små nischer).

En naturlig konsekvens av detta är att stora djur är sårbarare än små. Så uppskattas omkring 10 procent av alla däggdjur och fåglar vara hotade, 3-4 procent av fiskar och reptiler men blott 0,15 procent av insekterna (Synge 1992). Eftersom de större och förhållandevis lättstuderade arterna som noterades ovan tenderar att tilldra sig större uppmärksamhet, leder detta till att de sårbara arterna är överrepresenterade i det studerade materialet.

Situationen i Sverige

Att beskriva situationen i ett enskilt land som Sverige är, om man bortser från grunddataproblemen, svårare än att beskriva det globala läget. Man måste först besvara frågan vad som är en "svensk" art. Mot bakgrund av vår relativt korta historia efter istiden är detta svårare än det i förstone kan synas. Sverige är fortfarande ett pionjärland, varför flora och fauna kontinuerligt skulle förändras alldeles oberoende av mänskliga aktiviteter.

Mellan åren 1800 och 1991 försvann sju fågelarter från Sverige; samtidigt tillkom ett drygt 30-tal nya arter (Ahlén & Tjernberg 1992); flera av dessa på grund av människans ingrepp i natur och kulturbygd, i något fall genom medveten inplantering. Liknande förhållanden förekommer bland växter. Flera arter, av vilka vissa ibland anses som skyddsvärda, har kommit i relativt sen tid, bl.a. som ett resultat av handel med spannmål. Jättebjörnlokan, som är en sen invandrare, har å andra sidan av Naturvårdsverket klassats som främmande för svensk flora, och man har deklarerat att arten om möjligt bör elimineras från Sverige.

Det är alltså inte problemfritt att definiera vad som skall menas med svenska arter. I Naturvårdsverkets rapport om biologisk mångfald deklareras (SNV 1992, s. 8): "Bevarandet av biologisk mångfald är inte detsamma som att 'frysa' dagens sammansättning hos landskapet och dess växt- och djursamhällen, utan att tillåta en dynamik och fortsatta förändringar där människans aktiviteter medverkar." Inte desto mindre tycks

ambitionerna i bland urarta till just en sådan "frysning", vid någon tämligen godtyckligt vald tidpunkt.

En ytterligare komplikation är att många arter i Sverige befinner sig vid nordliga utbredningsgräns och alltså är sällsynta av det skälet att klimat och andra förutsättningar nätt och jämnt uppfyller organismens krav. Sådana arter är självklart känsliga även för små variationer i förutsättningarna, och det kan vara en grannlaga uppgift att avgöra vad som förorsakas av människan och vad som är naturligt, när förloppen beror av en kombination av dessa kategorier av faktorer.

För denna kategori växter och djur, som har ett naturligt utbredningsområde på andra håll, kan frågan om hotsituation och skyddsvärde inte avgöras på nationell basis; hänsyn måste tas till den totala utbredningen. Även i de fall arten i fråga är hotad i ett globalt perspektiv måste frågan om insatser avgöras på internationell basis om åtgärderna skall kunna bli effektiva.

Antalet hotade arter (kategorierna 1 och 2, akut hotade respektive sårbara) i Sverige uppges vara 1 276 (SNV 1992, tabell 5), vilket motsvarar ca 2,5 procent av det totala antalet arter. Trots detta hävdas i rapporten 5 till 10 procent av arterna vara hotade. Den motivering som ges är att många arter är ofullständigt kända, och att andelen hotade arter bland svampar, lavar och ryggradslösa djur torde vara densamma som bland kärlväxter och ryggradsdjur. Detta motsäger dock vad som tidigare generellt konstaterats gälla, nämligen att de större och välstuderade arterna är mer sårbara än genomsnittet. Även om alltså osäkerhet råder, talar de allmänna sambanden för att SNV:s antagande leder till en överskattning.

Tar man dessutom i beaktande vad som ovan sagts om utbredningen av olika arter i ett internationellt perspektiv, förefaller det svårt att försvara utsagan *"Hotbilden för Sveriges växt- och djurliv i ett nationellt perspektiv avviker således inte till det bättre från den globala situationen i stort"* (SNV 1993 b, ss. 9 och 42; orig:s kursivering). Detta förutsätter ganska speciella antaganden, en generös definition av "hot" och ett försummande av vad som händer utanför landets gränser.

En av de internationella auktoriteterna på området, Edward O. Wilson, kommenterar den svenska situationen i relation till den internationella med orden: "In Sweden, biodiversity is not an issue" (Wilson 1993).

8.3 Värdet av biodiversitet

De värden som tillskrivs biodiversitet brukar normalt inrangeras i tre kategorier:

- omedelbara ekonomiska värden eller exploateringsvärden;
- potentiella ekonomiska värden eller optionsvärden;
- existensvärden.

8.3.1 Exploateringsvärden

Exploateringsvärden är den kategori som är lättast att hantera med en traditionell ekonomisk begreppsapparat. Den äldsta och i viss mån grundläggande exploateringen gäller livsmedelsförsörjningen: insamling av frukter, jakt, jordbruk, husdjursskötsel och fiske. Efter hand har tillkommit utnyttjande av trä för redskap, byggnader och fortskaffningsmedel, medicinalväxter m.m. En modern inkomstkälla relaterad till biodiversitet som är av betydelse för många länder är turismen; för exempelvis Rwanda är detta den tredje största inkomstkällan (Boo 1990). Det är dock inte alltid biodiversiteten i sig utan snarare förekomsten av "karismatiska" arter (elefanter och liknande) som är av störst betydelse, vilket inte hindrar att åtgärder för att skydda de senare kan komma det allmänna bevarandeintresset till del.

Växter ger sammantaget det viktigaste bidraget till människans föda. Mellan 7 000 och 8 000 växter har historiskt undersökts och befunnits ha ätliga delar, men endast ett litet fåtal utnyttjas. Omkring 20 växter står för mer än 90 procent av världens vegetabiliebaserade försörjning med kalorier, och tre - vete, majs och ris - står för mer än hälften. Det märkliga med mänsklighetens relation till biodiversiteten är inte att man inte lägger ner större resurser på att utforska de ca 250 000 miljoner högre växtarter som är kända och namngivna; vad som frapperar är i stället att man inte bättre utnyttjar de många arter som redan är undersökta och har befunnits användbara. Här finns en mycket stor potential för att minska den sårbarhet som är knuten till dagens beroende av ett starkt begränsat antal växter.

Bilden av oexploaterade rikedomar går igen på andra områden (Wilson 1992, kap. 13). Av stor global betydelse är regnskogarna. Panayotou & Ashton (1992), Plotkin & Famolare (1992) och Sargent & Bass (1992) pekar på mycket stora möjligheter till uthållig skötsel av tropiska skogar baserad på utvinning av andra produkter än timmer. En utvärdering på mikronivå (Peters m.fl. 1989) ger vid handen att extraktion av frukt, grönsaker, latex m.m. från ett hektar kan vara lönsammare än avverkning av skogen. Kravet på långsiktighet i det studerade fallet var mycket modest - att diskonteringsräntan understiger 40 procent.

I några fall där en sådan kalkyl inte ger bevarande av skogen eller restriktivt skogsbruk som det fördelaktigaste alternativet på individuell nivå kan en premiering av kolfixeringen utifrån ett klimatpolitiskt perspektiv tippa över lönsamheten i riktning mot ökad uthållighet

Även för skogsbruk finns uthålliga metoder för de tropiska skogarna, såsom avverkning i remsor smala nog för att garantera naturlig återväxt (*strip logging*, Wagner-avverkning; Hartshorn 1990). Enligt uppskattningar från International Tropical Timber Organization är det dock mycket små arealer som exploateras på detta sätt.

Mot bakgrund av vad som sagts finns det anledning att fråga sig varför exploateringen inte sker på ett uthålligt sätt. Det finns inga uppenbara teoretiska skäl till ett felaktigt utnyttjande av naturresurser (Slade 1992).

Däremot kan det finnas "praktiska" skäl. Bristande kunskap om alternativen kan i vissa fall förklara beteendet, liksom att det i vissa fall inte finns utbildade marknader för vissa produkter; producenternas behov av penninginkomster kan inskränka produktvalet. Huvudförklaringen torde dock ligga i att de olika exploateringsmöjligheterna representeras av olika aktörer, och att marknaden för basresursen land inte fungerar. Ett skogsbolag med maskiner och personal på plats kan ha små marginalkostnader för snabba vinster genom ytterligare avverkning, även om en total kostnads/intäktsanalys skulle tala för ett uthålligt alternativ.

Institutionella brister, som ofullständigt definierade äganderätter och av särintressen framdrivna subventionssystem, är viktiga i vissa länder.

8.3.2 Optionsvärden

Diskonteringsproblemet

Optionsvärdet representerar det uppskattade värdet av att ha kvar möjligheter till exploatering av en resurs vid en framtida tidpunkt. Värderingen måste göras under osäkerhet, eftersom framtida priser och andra förutsättningar inte är kända.

Det traditionella sättet inom ekonomisk mikroanalys att hantera framtida inkomster och utgifter är att diskontera. Med en diskonteringsränta på 5 procent per år kommer 1 000 dollar nästa år att tillskrivas värdet 950 dollar, osv. Detta gör att avlägsna intäkter kommer att tillskrivas mycket låga värden. Mycken kritik av ekonomiskt beslutsfattande baseras också på att diskonteringsförfarandet leder till kortsynthet. Föreställningen att en välutvecklad miljöhänsyn är synonym med låg diskonteringsränta är dock inte korrekt; tvärtom förutsätter vissa exploateringsprojekt (exempelvis vissa dammbyggen) en låg ränta för att bli räntabla. Frågan om vilka resurser som skall bevaras för eventuellt utnyttjande av framtida generationer bör därför ses som ett fördelningsproblem mellan generationer som inte kan reduceras till ett enkelt val av diskonteringsränta (Norgaard & Howarth 1991).

Artbevarande

Frågan om artbevarande kan ses i ett etiskt perspektiv (se nedan under 8.3.3) och/eller ett ekonomiskt. Även i det förra fallet kan det dock föreligga budgetrestriktioner som gör det nödvändigt att diskutera vilka bevarandeprojekt som bör prioriteras. Frågeställningarna ligger därför närmare varandra än vad det vid första anblicken kan tyckas.

Konventionell analys av ett bevarandeprojekt bygger på en jämförelse mellan kostnader och intäkter. När intäkterna är ofullständigt kända, krävs någon approximation, exempelvis förväntad intäkt. Kritiker av denna analysgång som Ciriacy-Wantrup (1968) och Bishop (1978) menar

att kostnaden för bevarande normalt är låg, medan intäkten potentiellt är mycket hög, exempelvis om en viss växt skulle visa sig gå att utnyttja i läkemedelsframställning. De menar att en rationell strategi alltid måste baseras på en säker minimistandard (*safe minimum standards*). Argumentet baseras på en maximin-lösning av beslutsproblemet, enligt följande.

Antag att vi kan välja mellan två strategier, att tillåta att arten i fråga dör ut (E) och att bevara (P). Arten kan visa sig mycket värdefull i en framtid (värde V); å andra sidan är bevarandet förknippat med en kostnad (C). Beslutsmatrisen skulle då enligt Bishop se ut på följande sätt:

	Arten har ej värde	Arten har värde
E	0	- V
P	- C	V - C

Maximin-kriteriet föreskriver att vi skall välja det alternativ som ger minimal förlust, dvs. att bevarandealternativet är att föredra. Analysen är emellertid inte korrekt. Om arten inte bevaras, kommer dess värde inte heller att uppenbaras, varför värdet i den övre högra rutan inte skall vara - V utan 0. Maximin-kriteriet ger i själva verket icke-bevarande som bästa strategi.

Den korrekta beskrivningen av problemet är i stället att man för varje art har att väga kostnaden för bevarande mot potentiell vinst, med beaktande av sannolikheten för vinst. Har man ingen information om sannolikheter, är Laplace-kriteriet det som ligger närmast till hands (avsnitt 5.3). Den fördelaktigaste strategin är då helt enkelt att bevara så många arter som möjligt inom ramen för den givna budgetrestriktionen. Med den fördelning av artrikedomen som råder blir det då uppenbart att huvuddelen av resurserna i ett globalt perspektiv måste komma att läggas där artrikedomen är störst, dvs. i tropiska och subtropiska områden, med koncentration till s.k. hot-spots.

Slutsatsen av detta är att diskussionen om biodiversitet måste bli mindre orienterad mot Sverige än vad den hittills varit. Svenska insatser för att bevara biodiversitet, som kan ta många olika former, måste utformas med det globala perspektivet för ögonen. Det kräver sannolikt att andra aktörer än de aktörer som hittills dominerat diskussionen tar initiativ.

8.3.3 Existensvärden

Med existensvärden avses sådana som personer kan tillskriva olika objekt oberoende av om de utnyttjar dem eller ej. Man kan tillskriva en art ett inneboende värde, och man kan anse att en nationalpark har ett värde oavsett om man besöker den eller ej.

Medan exploateringsvärden och optionsvärden i viss utsträckning kan framräknas på basis av observerade beteenden, torde konsensus råda om

att detta inte gäller existensvärden (Kriström 1990, s. 26, med vidare referenser). Här är man alltså hänvisad till att kartlägga efterfrågan med hjälp av intervjuer.

Att uppskatta betalningsvilja på basis av intervjuer är förenat med svåra metodproblem (se exempelvis Bohm 1988, Kahneman & Knetsch 1991). Några av de centrala problemen är:

- *Strategiskt uppträdande*: Om frågan inte är kopplad till ett kostnadsansvar, har den tillfrågade ett incitament att överdriva sitt intresse, eftersom produktionen är "gratis". Om å andra sidan frågan *är* kopplad till ett kostnadsansvar, finns ett incitament att uppge ett lägre intresse än det faktiska (det klassiska gratisåkarproblemet). Försök att komma runt detta problem är s.k. incitamentskorrekta procedurer eller speciell intervjumetodik i syfte att skatta en nedre och en övre gräns för betalningsviljan (Bohm 1971). Ingen av dessa metoder ger dock en generell lösning på problemet.
- *Styrande effekter av frågans formulering*: "Som man frågar får man svar", är en generell erfarenhet av intervjuundersökningar. I vissa fall utnyttjas detta också, om undersökningen är avsedd att användas i opinionsbildande syfte. Om syftet är att ge en neutral bild av efterfrågan, kan problemet i viss utsträckning hanteras genom en omsorgsfull utformning av intervjun. Det finns emellertid många subtila effekter av uppläggningen, och det går inte att helt eliminera risken för fel av detta slag ens om uppsåtet är ärligt.
- *Överskattning av efterfrågan när en enskild nyttighet lyfts fram*: Detta är sannolikt den viktigaste felkällan, samtidigt som den fått ett tämligen förstrött intresse i litteraturen. Problemet består i att de intervjuade normalt inte behöver respektera en budgetrestriktion när de svarar. Utan krav på prioritering gentemot andra nyttigheter kommer den som står i fokus att få för stor del av uppmärksamheten. *Detta problem kan inte undanröjas*. När man som skett i vissa undersökningar (se exempelvis Johansson & Zavisic 1989) inför en generell budgetrestriktion, tvingas man upp på en abstraktionsnivå ("barnomsorg", "miljöförbättrande åtgärder") som omöjliggör studier av enskilda nyttigheter.

Mot dessa problem brukar ibland hävdas att intervjubaserad metodik ger resultat som överensstämmer med beteendebaserade undersökningars. Detta gäller emellertid de relativt väl avgränsade och konkreta nyttigheter typ jakt- och fiskemöjligheter där alternativa metoder står till buds och inte de abstrakta existensvärden som står i fokus här.

Det finns, förutom de metodproblem som listats ovan, ytterligare felkällor när intervjuundersökningar skall utnyttjas i praktiskt beslutsfattande. Normalt redovisas en total uppskattad betalningsvilja för intervjugruppen, som sedan uppförstoras till att motsvara en genomsnittlig betalningsvilja för hela befolkningen. Hur bortfallet hanteras spelar stor roll; normalt ligger det kring 50 procent i denna typ av undersökningar. När produktionen i fråga skall finansieras, sker detta normalt

med allmänna skattemedel och inte på sådant sätt att man bidrar i förhållande till sin uppgivna betalningsvilja. Personer med låg betalningsvilja kommer då normalt att tvingas bidra med för mycket och upplever en välfärdsförlust, medan personer med hög efterfrågan får en subvention. Hur stark denna effekt är beror både på betalningsviljans profil över befolkningen och på skattens utformning.

Ett argument mot detta skulle kunna vara att preferenserna är fördelade på ett sådant sätt över befolkningen att effekten i det långa loppet jämnar ut sig; detta torde dock vara svårt att belägga.

Om dessutom uttaxering sker motsvarande den genomsnittliga betalningsviljan, kommer den offentligfinansierade produktionen att bli för stor - av två skäl. För det första bör den fråga som ställs till medborgarna avse den marginella betalningsviljan, dvs. vad den enskilde är beredd att avstå för att marginellt öka produktionen givet att man på något sätt lyckats fastställa vad övriga individer är villiga att betala. Mycket talar för att de intervjuade bibringas en överdriven föreställning om vilken skillnad deras bidrag gör, och att detta tenderar att ge en för hög uppgiven siffra.

För det andra måste hänsyn tas till den välfärdsförlust som ligger i all beskattning, den s.k. dödviktsförlusten. För att öka skattetrycket med en krona krävs alltså en välfärdsvinst motsvarande mer än en krona. Hur stor denna skillnad är beror av både skattesystem, skattetryck och ändamål. Hanssons (1984) studie antydde en stor dödviktsförlust i det svenska systemet; den har sjunkit efter skattereformen men bör med hänsyn till utgiftstrycket fortfarande vara betydande.

Om alltså flera skäl talar för att den uppskattade genomsnittliga betalningsviljan vid intervjuundersökningar ger en systematisk överskattning av den faktiska efterfrågan på kollektiva nyttigheter, kan sådana undersökningar ändå ge vissa indikationer om betalningsviljans utseende av intresse för beslutsproblemet. Betalningsviljans profil över befolkningen är relevant för hur nyttigheten i fråga skall karaktäriseras. Om betalningsviljan är jämnt fördelad och bara varierar med inkomsten, har man att göra med en genuin kollektiv nyttighet. Om å andra sidan en stor del av betalningsviljan är koncentrerad till en liten grupp inom befolkningen, ligger nyttigheten i fråga närmare normala privata nyttigheter. I det förra fallet är sannolikheten stor att produktionen blir för liten, eventuellt helt uteblir, om inget offentligt initiativ tas. I det senare fallet är förutsättningarna gynnsammare för decentraliserade lösningar, eftersom den mindre gruppen med ett starkt gemensamt intresse har lättare att organisera sig och ta initiativ till produktion (en *gynnad* grupp i Olsons terminologi; Olson 1965).

Det är därför av intresse att se om gjorda undersökningar av betalningsviljan för olika kollektiva nyttigheter indikerar skillnader mellan olika områden. Dessvärre är många undersökningar begränsade till något kollektiv med specifikt intresse, såsom vissa patient- eller riskgrupper (Johannesson m.fl. 1992, Åkerman 1989), besökare i något visst område (Bojö 1985) eller jägare (Mattsson & Li 1993). Sådana undersökningar säger ingenting om betalningsviljans fördelning över befolkningen i stort.

Ett antal undersökningar är dock gjorda i syfte att vara representativa. Dessa har undersökts med avseende på betalningsviljans profil. Flera mått på fördelningens skevhet är tänkbara, exempelvis Gini-koefficient eller kvoten mellan medelvärde och median. Den senare har valts, eftersom den inte förutsätter tillgång till den underliggande fördelningen, som endast undantagsvis redovisas.

De huvudområden som redovisas nedan avser riskpåverkande faktorer inom trafiken, hälso- och sjukvården respektive miljövården. Inom den senare kan man särskilja allmänt miljöförbättrande åtgärder och åtgärder till skydd för positiva tillgångar (naturskyddsområde, hotade arter).

Ett problem är hur man skall förfara med extrema bud ("protestbud" och liknande). Det normala förfarandet är att eliminera dessa, exempelvis de 5 procenten högsta och lägsta buden, eftersom framför allt de förra kan få ett oproportionerligt inflytande på medelvärdet.

Resultatet framgår av nedanstående tabell.

Tabell 8.3 Profil för betalningsviljan för ett antal mer eller mindre kollektiva nyttigheter. Fördelningens skevhet mätt som kvoten mellan medelvärde och medianvärde.

Studie	Nyttighet	Skevhet
Persson & Cedervall (1991)	Ökad trafiksäkerhet	2.0
"	Minskad influensarisk	1.6
"	Minskad cancerrisk	2.1
"	Minskad hjärtinfarktrisk	3.5
Johansson & Zavisic (1989)	Miljöförbättrande åtgärder	1.8
Katz & Sterner (1990)	Renare luft	2.6
Kriström (1990)	Naturreservat	3.3

Tabellen ger visst stöd för påståendet att olika nyttigheter skiljer sig åt vad profilen beträffar; skevhetsindikatorn i den högre kolumnen är baserad på intervjupopulationer, varför även måttliga skillnader blir statistiskt signifikanta. De miljörelaterade nyttigheterna är skevare, med undantag för åtgärder för att minska risken för hjärtinfarkt. Skillnaden mellan de olika sjukdomarna hänger sannolikt samman med att upplevelsen av risken beror av om man själv eller någon anhörig eller bekant varit drabbad. Influensa har de flesta upplevt, medan cancer och hjärtinfarkt är mer selektiva; detta skulle förklara varför åtgärder mot influensa är mer genuint kollektiva till sin karaktär.

Inom kategorin miljöåtgärder har allmänt miljöförbättrande åtgärder bredast stöd, medan åtgärder för renare luft i sin tur har ett bredare stöd än åtgärder till skydd för hotade arter. Intrycket styrks av Kriströms observation om "unusual bids", dvs. det existerar en relativt liten och välavgränsad grupp hushåll som står för den absoluta huvuddelen av betalningsviljan. Detta bör rimligen återverka på bedömningen av vad som är den centrala rollen för det offentliga inom miljövårdsområdet.

8.3.4 Problemets storleksordning

Ambitionen att relatera miljöproblemens svårighetsgrad till bruttonationalproduktionen ter sig ovanligt svår att realisera när det gäller biodiversiteten. Det är uppenbart att mycket stora värden kan stå på spel för vissa av världens länder, när biodiversiteten är hotad. Det är också - mot bakgrund av bl.a. den amerikanska konflikten kring *spotted owl* - klart att kostnaden för att hantera problemen kan bli stora om intressekonflikterna drivs så långt som i nämnda fall.

Biodiversiteten i de mer eller mindre hårt styrda ekosystemen inom jord- och skogsbruk är ett speciellt problem, där uppenbarligen stora värden i konventionell räkenskapsmening kan gå förlorade. Detta är å andra sidan ett klassiskt problem som under mycket lång tid fått uppmärksamhet inom växt- och husdjursförädling, skötselmetoder m.m.

För svenskt vidkommande är det i första hand de nämnda styrda ekosystemen, och då kanske främst skogen, som förefaller relevanta när potentiella skadekostnader till följd av förlorad biodiversitet skall skattas. Som framgått av den skissartade kalkyl som redovisades i kap. 7 får inte ens betydande skador på skogen i det nationella perspektivet särskilt stort genomslag; enskilda skogsägare kan dock lida kännbara förluster.

Även om de stora osäkerheterna kring biodiversitetens roll beaktas, förefaller det således osannolikt att kostnader till följd av förlorad biodiversitet eller kostnader för att bevara den skulle passera den gräns för stora problem som satts upp i denna rapport, 1 procent av bruttonationalprodukten. En kostnad av samma storleksordning som de försurningsrelaterade problemen, dvs. någon eller några tiondels procent av BNP framstår som mer rimlig.

8.4 Åtgärder

Diskussionen om åtgärder för att bevara biodiversitet kräver att man preciserar vad man egentligen är ute efter: genetisk diversitet, artdiversitet eller diversitet på biotop- eller systemnivå. I vissa fall leder olika alternativ till samma slutsatser, men i andra fall kan det spela en roll vad man avser.

För odlade grödor ligger fokus på genetisk mångfald. Selektion tedrivs sedan länge för ökad avkastning, resistens mot parasiter etc.

Även då arten är det väsentliga krävs hänsyn till genetisk variation. Den s.k. 50/500-regeln innebär att det tumregelsmässigt krävs minst 50 individer i en population för att tillfälliga variationer i yttre förutsättningar inte skall släcka ut den, medan ett minimum på 500 anses nödvändigt för att populationen mer långsiktigt inte skall utarmas genetiskt. Det är inte alltid helt lätt att prioritera mellan arter; olika index på diversitet kan ge olika resultat (Vane-Wright 1992).

Bevarande kan ske i den naturliga miljön (*in situ*) eller i artificiella miljöer, såsom djurparker, genbanker etc. (*ex situ*). Det första måste ses

som huvudalternativet, medan det andra är en reservlösning som bara kan få betydelse för speciella arter (jordbruksgrödor, husdjur, enstaka vilda arter).

I allmänhet kommer valet av åtgärd också att påverkas av vilka hot mot biodiversiteten som är aktuella; för en diskussion av detta, se Soulé (1991).

8.4.1 Kommersiella lösningar

I vissa situationer föreligger harmoni mellan kommersiella intressen och bevarandeintresset. Om exempelvis en art har decimerats genom överexploatering, kan en metod att säkerställa överlevnad vara att tillåta en kontrollerad, kommersiell exploatering av beståndet. Exempel är vissa fiskarter, sköldpaddor, elefanter (Barbier m.fl. 1990, Smith 1988).

En naturlig väg mot en uthållig exploatering av ekosystem är alltså att kringgärda exploateringen med restriktioner snarare än att förlita sig på embargon och reservatsbildningar. Uthållig extraktion av resurser kan vara den aktivitet som säkerställer ett visst systems långsiktiga överlevnad, åtminstone om man kan acceptera det begränsade intrång som varje aktivitet leder till (se exempelvis Panayotou & Ashton 1992).

Ekoturism har på många håll i världen blivit en garant för arters eller biotopers fortbestånd. Det är dock en begränsad kategori som har tillräcklig dragningskraft för att kunna komma i fråga som bas för en sådan verksamhet. I Sverige sätter allemansrätten vissa gränser för vilka tekniker som kan utnyttjas för att finansiera vård och underhåll av de intressanta naturresurserna. Stödfunktioner i anslutning till sevärdheter kan dock fungera som bas för kommersiella aktiviteter (hotell, transporter m.m.) och därmed ge den nödvändiga finansiella kopplingen mellan den kollektiva nyttigheten och nyttjarna.

8.4.2 Restriktioner

Restriktioner på mänskliga aktiviteter torde vara huvudlösningen för de styrda ekosystemen - skog, jordbruk, hav och sjö. En central policyfråga är vilka restriktioner som skall råda som grundvillkor för alla aktiviteter och vad som skall kunna föranleda krav på kompensation från ägare eller nyttjare. Diskussionen har varit aktuell bl.a. kring den svenska skogsvårdslagens krav.

Som Jernelöv & Kågesson (1992) noterat kan direkt formulerade krav på skogsbruket slå mycket ojämnt mellan skogsägarna, eftersom de intressanta biotoperna är ojämnt fördelade. De förordar därför en kollektiv avgift på skogsmark som skulle medge ersättning till de skogsägare som påverkas mest av naturvårdskrav.

Propositionen om *Strategi för biologisk mångfald* (prop. 1993/94:30) lämnar frågan tämligen öppen. Några generella principer kan knappast ges, utan diskussionen måste bli specifik för varje resurs eller ekosystem.

Kompromisser mellan brukar- och miljöintressen är viktiga att uppnå på många håll. En kontrollerad exploatering är att föredra framför det regellösa tillstånd som ofta råder, i bland t.o.m. i kombination med subventionssystem med negativa miljöeffekter.

8.4.3 Reservatslösningar

För vissa mycket känsliga arter eller biotoper är inte restriktioner på normalt nyttjande tillräckliga. Reservat kan då övervägas. Lösningen kan vara kostsam och bör därför reserveras för speciellt skyddsvärda arter eller extremt artrika biotoper (hot spots eller "warm spots"). Den är dessutom känslig för långsiktiga förändringar i den yttre miljön liksom i förändringar betingade av de ekologiska systemens egen dynamik. En reservatsbildning är därför normalt ingen garanti för att syftet med operationen - att säkra en arts eller biotops fortbestånd - uppnås i det långa loppet.

Det förefaller därför rimligt att anta att reservatsbildningar kommer att ha sitt huvudsakliga tillämpningsområde i tropikerna, där de yttre förutsättningarna ger den stabilitet som krävs för att metoden skall vara långsiktigt effektiv.

8.4.4 Finansiering av åtgärder

På generella grunder kan man argumentera för att biodiversitet är en kollektiv nyttighet. Det gäller huvudsakligen på global nivå. De betalningsviljeundersökningar som redovisats ovan ger dock en indikation om att bevarandet av sällsynta arter är en kollektiv nyttighet med förhållandevis smal efterfrågebas, dvs. den ligger relativt nära en privat nyttighet. Personer som har intresse i denna fråga är därmed i Olsons terminologi en *gynnad grupp*; den har förhållandevis lätt att lösa sina koordinationsproblem och se till att nyttigheten i fråga faktiskt tas om hand (Olson 1965).

I den anglosaxiska miljövårdsdebatten har frasen *putting your money where your mouth is* vunnit spridning. Vad som avses är att den som ger uttryck för efterfrågan (eller "behov") av en viss mer eller mindre kollektiv nyttighet också skall vara beredd att bära de ekonomiska konsekvenserna av sin efterfrågan och bidra till finansieringen. Att man är beredd att göra detta är så att säga kriteriet på att efterfrågan är genuint känd. Den typ av nyttigheter som hotade eller sällsynta arter eller särpräglade biotoper representerar har en sådan karaktär att de lämpar sig väl för privata eller organisationsbaserade initiativ. De är lätta att konkretisera och har attraktionskraft ("charisma", "salience").

När det amerikanska naturvårdsverket våren 1993 utauktionerade utsläppsrättigheter för svaveloxider var även miljövårdsorganisationer aktiva i budgivningen, i syfte att sänka den totala utsläppsvolymen. Detta exempel visar att t.o.m. så abstrakta nyttigheter som "lägre svaveloxidhalt i atmosfären" kan bli föremål för ett privat engagemang. Förutsättningarna för motsvarande engagemang när det gäller sällsynta arter eller reservatsbildningar är naturligtvis ännu mycket gynnsammare.

Sverige har en mycket svag tradition på detta område. Initiativen är få, huvudsakligen lokala och representerar en mycket liten andel av den totalt skyddade arealen (SNV, SNF, pers. medd.). I USA, som har en annan politisk tradition, har det privata engagemanget inom naturvården en helt annan omfattning och karaktär. Frivilliga miljöorganisationer förvaltar betydande områden, privatpersoner donerar medel och testamenterar i vissa fall värdefull mark till miljöorganisationerna (Smith 1988, Anderson & Leal 1991). Ingenting hindrar att miljöengagemanget tar sig liknande uttryck i Sverige. Enstaka exempel finns som nämnts, och exemplet "Barnens Regnskog" visar att engagemang kan mobiliseras även för geografiskt avlägsna områden.

En förändring i denna riktning skulle kunna ses som en komponent bland många i en mer grundläggande reformering av det offentliga engagemangets omfattning och karaktär.

8.5 Slutsatser

1. Förlusten av biodiversitet är globalt ett betydande problem. Hastigheten i den pågående processen är historiskt sett hög. Även om den biologiska evolutionen tidigare under jordens historia visat sig robust och hämtat sig från katastrofala utsläckningar (över 90 procent av antalet arter under perm), är återhämtningen mycket långsam i ett mänskligt tidsperspektiv (miljoner år).
2. Problem finns även i Sverige, men de måste i relation till de globala förändringarna karaktäriseras som mindre allvarliga. Landet har mycket få endemiska arter; åtskilliga har en utbredning över stora delar av norra hemisfären. Fastän nya brukningsmetoder inom skogs- och jordbruket påverkat och påverkar markanvändningen, är takten i förstörelsen av biotoper väsentligt högre på många andra håll i världen. Särskilt allvarliga är hoten mot extremt artrika biotoper (hotspots) i tropiska och subtropiska områden.

   Även om alla uppskattningar av kostnader till följd av förlorad biodiversitet eller kostnader för åtgärder är förenade med mycket stora osäkerheter, förefaller det osannolikt att de skulle passera nivån 1 procent av bruttonationalprodukten. Någon eller några tiondels procent av BNP framstår som en rimlig övre gräns.
3. Den biodiversitet som kartlagts är blott en bråkdel (i intervallet 1-10 procent, räknat i antalet arter) av den verkliga. Även i detta avseende

avviker Sverige positivt från övriga världen genom att vara jämförelsevis väl kartlagt.

Bäst kända är grupper med större och lättobserverade djur som däggdjur och fåglar, medan exempelvis insekter och mikroorganismer över lag är mindre väl studerade. Den kartlagda och undersökta biodiversiteten framstår som en underutnyttjad resurs. Ur överlevnadssynvinkel är det viktigare att prioritera ökat utnyttjande av kända och användbara arter för produktion av livsmedel och andra nyttigheter än att forcera utforskningen av helt okända arter. Nuvarande beroende av ett mycket litet antal kulturväxter (främst majs, ris och vete) leder till hög och onödig sårbarhet.

4. Kommersiella lösningar finns på vissa bevarandeproblem och bör utnyttjas där de är tillämpbara. När överlevnaden för en art hotas på grund av överexploatering, kan fortlevnaden ibland säkras bättre genom kontrollerad exploatering än genom förbud och bojkotter. Varje fall måste dock undersökas separat.
5. De kollektiva nyttigheter som är aktuella inom miljöområdet har varierande karaktär och är mer eller mindre kollektiva. Även om det empiriska underlaget är osäkert, förefaller det som om en bredare allmänhet främst intresserar sig för allmänt formulerade mål ("ren luft", "friska skogar" och liknande), medan bevarandet av sällsynta arter och biotoper framstår som en mer exklusiv nyttighet som intresserar en begränsad del av befolkningen. Vid en prioritering av de offentliga insatserna på miljöområdet är det rimligt att låta detta förhållande få genomslag och ge större utrymme än hittills åt det privata initiativet för den senare typen av nyttigheter. För detta talar också att det är förhållandevis lätt att engagera intresserade personer för denna typ av insatser, via miljöorganisationer, lokala hembygdsföreningar etc.
6. Offentliga insatser för att bevara biodiversitet måste ses och bedömas i ett globalt perspektiv. Även om ett internationellt engagemang förutsätter att man lever upp till en viss miniminivå inom det egna landets gränser, måste man ta i beaktande att hoten mot biodiversiteten är betydligt allvarligare på andra håll i världen. Sverige har en stark tradition med rötter hos Linné både när det gäller kartläggning och utnyttjande av biologiska resurser, exempelvis inom skogsvårdens område, som skulle kunna spela en roll i en avvägning av resursinsatserna med en vidare avgränsning av biodiversitetsproblemet.

   Även beträffande arter och biotoper som finns i Sverige bör samråd ske med andra länder där dessa arter förekommer, för att så mycket biodiversitet som möjligt skall kunna räddas inom en given resursram.

9 Avfallshantering och kretsloppsfilosofi

Avfallsproblemet kan fattas i en snäv eller i en vidare mening. I den förra meningen handlar problemet att handha det som klassats som avfall på ett sätt som förhindrar oacceptabel miljöpåverkan; i den senare gäller det att påverka utformningen av produktions- och distributionsprocessen så att återanvändning i olika former underlättas när den är önskvärd från allmän resursutnyttjandesynvinkel.

Avfallshanteringen i trängre mening är ett någorlunda väl avgränsat problem, även om det naturligtvis kan vara tekniskt komplicerat i det enskilda fallet. Den vidare ansatsen reser å andra sidan ett stort antal grundläggande frågor om samhällets organisation och kräver en mycket noggrann analys av vad det är man egentligen vill uppnå.

Problemen kring hanteringen av radioaktivt avfall har speciell karaktär och berörs inte i det följande.

9.1 Avfallsproblemet i trängre mening

Det hävdas numera ganska ofta i miljööversikter att förorening från punktkällor är ett problem under full kontroll och att miljöpolitikens huvudfråga är förorening från diffusa källor som konsumentvaror, jordbruksmark m.m. Ett viktigt undantag är miljöpåverkan från ett stort antal gamla avfallsupplag, förorenade markområden, sedimentbankar m.m. Den förorenande aktiviteten ligger ofta långt tillbaka i tiden. I åtskilliga fall finns inte längre någon lättidentifierad ansvarig juridisk person, vilket kan bero på att det ansvariga företaget har upphört eller ha någon annan orsak.

En kategori är *deponier* som inrättats i anslutning till industriell verksamhet. Från dessa har föroreningarna förlyttat sig till omgivningen via mark- och grundvatten. På vissa *industriområden* har också skett en huvudsakligen oplanerad förorening genom läckage av insatsvaror, restprodukter etc. I bland har sådan förorening skett medvetet.

I båda fallen binds de förorenande substanserna mer eller mindre långvarigt. Förändringar i markens eller vattnets kemiska eller biologiska beskaffenhet, förbrukning av buffertkapacitet etc. kan emellertid påverka

hastigheten i transporten av föroreningarna. Tidsperspektivet kan vara 100 år eller mer.

Indirekta föroreningar eller direkta processutsläpp har på många håll lagrats i *sedimentbankar* under vatten, varifrån de utgör ett långsiktigt hot mot vattenkvaliteten både i närområdet och på större avstånd. Indikationer på vad som pågår kan vara fysiologiska skador på fisk, onormala halter av numera förbjudna substanser m.m.

Denna typ av förorening skiljer sig från processutsläpp från pågående verksamhet genom att inte vara synlig på samma direkta sätt. Ofta ligger verksamheten långt tillbaka i tiden. Markanvändningen kan ha förändrats. I mer än ett fall har föroreningen upptäckts just i samband med förberedelse för ny markanvändning, exempelvis bostadsbebyggelse.

Till de problem som är knutna till dessa kategorier av avfall kommer de som är förknippade med upplagringen i teknosfären - varor, byggnader m.m. - och som förr eller senare kommer att bli avfall. Man kan t.ex. konstatera (Ds 1992:58) att upplagringen av tungmetaller i produkter vida överstiger de samlade punktutsläppen av samma tungmetaller. Här är dock utgångsläget för omhändertagande bättre än beträffande de förutnämnda kategorierna.

Omfattning

En inventering har tidigare gjorts av bl.a. Miljöskadefondsutredningen (SOU 1987:15). Den baserades på åtta utvalda branscher och ger därför en partiell uppskattning av problemets omfattning. I Naturvårdsverkets regi har också genomförts undersökningar av *gruvdeponier, kommunala deponier, träimpregneringsanläggningar, fiberbankar och kloralkaliindustri*. En övergripande bedömning av hela områdets insatsbehov har nyligen gjorts (SNV 1994).

Några branscher skiljer ut sig som särskilt problematiska. Det gäller i första hand metallindustrin: sulfidmalmsgruvor, metallverk, ytbehandlingsindustri m.fl. Andra exempel är industrier som hanterar långlivade organiska substanser och petroleumprodukter; den senare har mycket stor spridning av små anläggningar (bensinstationer, verkstäder).

Internationella erfarenheter

Kartläggningsarbetet har hunnit mycket olika långt i olika länder och de skillnader beträffande problemens omfattning som redovisas beror sannolikt mer på skillnader i utredningsinsats än på skillnader i problemets faktiska omfattning. *Danmark* redovisar i dag 10 000 kända objekt utan juridiskt ansvarig. I *Norge* har 2 500 objekt identifierats, varav 450 prioriterats i ett saneringsprogram fram till år 2000. I *Nederländerna* är 110 000 objekt kartlagda, varav 6 000 bedöms kräva snabba insatser. *Tyskland* har ett liknande läge med 140 000 objekt, varav saneringsinsat-

ser krävs för 14 000-20 000. I *USA* har över 300 000 objekt identifierats. Man har skapat en särskild fond för att finansiera saneringsprogrammet.

9.2 Kretsloppsfilosofi och praktik

Miljöregleringar riktade mot produktionsanläggningar har i stor utsträckning gått ut på att sluta kretsloppen i produktionen och därmed förhindra att oönskade substanser kommer ut i omgivningen. Den vidare tillämpningen av kretsloppsfilosofin innebär att samma tänkesätt utsträcks till hela livscykeln genom konsumtions- och avfallsfaserna.

Det finns olika motiv för att driva en kretsloppsstrategi. Det första - och i Sveriges fall sannolikt det viktigaste - är att förebygga avfallsproblem av den typ som vi redan har, dvs. att förhindra att toxiska, svårnedbrytbara eller av andra skäl oönskade substanser kommer ut i biosfären.

Det andra motivet är relaterat till hushållningen med ändliga resurser. Genom återanvändning kan man i vissa fall utsträcka användningstiden för resursen i fråga, inte i det oändliga men ofta väsentligt. Hur långt denna ambition bör sträckas beror naturligtvis av förutsättningarna i det enskilda fallet.

Ett tredje motiv kan vara en önskan att hålla nere den totala avfallsvolym som genereras. I Sverige är detta mindre aktuellt, men i tätbefolkade områden i andra länder kan utrymmesbristen vara ett problem.

Generellt gäller att utsikterna till framgång är större ju tidigare i kedjan återföring sker. Produktions- och distributionsanläggningar är normalt relativt få till antalet. Redan när varorna spritts till kanske miljontals konsumenter föreligger stora problem att skapa förutsättningar för ett återflöde av det återanvändbara materialet eller förpackningen. Har produkten hamnat i det allmänna avfallsflödet, är det i stort sett bara energivärdet som kan utnyttjas genom förbränning.

En- eller flerdimensionella resursmått

Målet för kretsloppsfilosofin anges ofta vara att "minimera resursförbrukningen". Detta är knappast en operativ eller ibland ens meningsfull formulering. Om man bokför varje använd resurs för sig, blir problemet inte väldefinierat; minskad specifik användning av en resurs leder normalt till ökad användning av andra. Ibland finns förutsättningar för genuina minskningar av någon produktionsfaktor utan någon sådan kompenserande insats - exempel från energiområdet gavs i kap. 6 - men detta får trots allt sägas vara ett undantag. Insamling av förpackningar eller produkter kräver transporter, och materialvinsten måste vägas mot en ökad energiinsats.

Insikten om problemets komplexitet är nu utbredd, och på åtskilliga håll inom industri och forskarsamhälle finns nu datorstödda analysmodel-

ler för att bedöma den totala miljöpåverkan från en vara under dess livscykel. En sådan analys bör alltid resultera i en mångdimensionell beskrivning av miljöeffekten; varje reduktion till en enskild resurs - fossilbränslen, monetära eller andra mått - riskerar att leda fel.

Om man i stället för att bokföra varje resurs separat översätter till en gemensam måttstock på resursanvändningen, blir problemet att minimera resursförbrukningen väldefinierat, men andra problem blir då aktuella. Ekonomins normala hantering av dimensionsproblemet är att översätta effekter, positiva såväl som negativa, till monetära mått. Denna reduktion har sina risker, i synnerhet när man har att göra med ofullständigt kända externa effekter, långa tidshorisonter m.m. Likväl bör ekonomiska svårigheter med återvinning vara en signal till eftertanke. I prop. 1992/93:180 diskuteras (s. 25) olika hinder och svårigheter som hämmar en ökad resurshushållning i form av ökad återanvändning och återvinning. Man konstaterar: "De hinder som föreligger är till stor del av ekonomisk natur. De ekonomiska problem som är förknippade med materialåtervinning beror i huvudsak på kostnader för insamling, sortering och rengöring av materialet. Detta i kombination med att priset för den jungfruliga råvaran kan vara lågt bidrar till att återvunnet material kan ha svårt att konkurrera på öppna marknaden." En naturlig reflexion till detta är att om betydande svårigheter av detta slag föreligger, kanske återvinning av ifrågavarande ämne inte är en särskilt god idé. Avsteg från den resursallokering som den normala hanteringen ger under inflytande av miljöavgifter och liknande kräver en motivering.

På senare år har andra typer av bokföring börjat prövas, i vilken någon fysisk resurs, exempelvis energi, får spela rollen av enhet. Sådana analyser kan ge viktiga kompletterande insikter om restriktioner och möjligheter men kan inte ersätta den monetära beskrivningen. Andra viktiga restriktioner riskerar då att gå förlorade.

Prioritering och ambitionsnivå

I den refererade propositionen (prop. 1992/93:180) föreslås allmänna riktlinjer för en kretsloppsanpassad samhällsutveckling på en rad områden. Någon prioriteringsdiskussion föregår dock inte de konkreta förslagen på de områden där sådana lanseras. Några områden - kemikaliekontroll, förpackningar och returpapper - behandlas mycket konkret.

De mål för återcykling av materialflöden som formuleras kan naturligtvis alltid diskuteras. Det framgår inte på vilka grunder de fastställts. De har dessutom nackdelen att inte vara operativt relevanta. För den enskilde beslutsfattaren - konsument eller producent - saknar de mening, eftersom de inte är relaterade till den enskilda beslutssituationen. Eftersom det är de enskilda beslutsfattarnas agerande som avgör om de aggregerade målen kommer att uppfyllas eller ej, krävs en översättning av målen till

något som anknyter till de enskildas beslut: en avgift, en tvingande föreskrift eller liknande.

Exemplet förpackningar

I propositionen föreslås bl.a. specifika mål för återvinningsgraden för ett antal olika förpackningsslag för år 1997, utan att det framgår hur just dessa siffror kommit till. Naturvårdsverket, som ges ansvar för genomförandet, åläggs att utföra konsekvensanalyser beträffande vissa av kravnivåerna, dock inte alla.

Här uppkommer problemet hur nationellt formulerade kravnivåer skall göras operativa för de berörda producenterna. Skall de angivna nivåerna antas gälla enskilt för varje producent, eller skall totalnivån ses som gemensamt utrymme, från vilket enskilda producenter tilldelas kvoter i förhållande till sin produktion?

Ett exempel på hur en reglering i kombination med inhemska producenters agerande i kombination kan fungera kontraproduktivt ges från den tyska scenen (Lindström 1993). De tyska myndigheternas ansträngningar att reducera volymer av förpackningar, framför allt sådana framställda av icke förnybara resurser, har lett till en standardisering av godshanteringen med företräde för vissa typer av containrar. Detta har försvårat marknadstillträdet för vissa producenter i u-länder, där traditionella förpackningsmaterial som trälårar och jutesäckar - framställda av förnybara resurser - fortfarande är helt dominerande. Vid sidan av den osäkra miljörelevanta effekten får man alltså en negativ biverkning i form av minskad konkurrens på den inhemska marknaden och en utestängning av u-länder som är i stort behov av exportmarknader för sin egen ekonomiska utveckling.

Exemplet returpapper

Returpapper är en annan vara för vilken ambitionsnivån satts högt, inte bara i Sverige utan också i flera andra länder. Denna ambition framstår från strikt miljösynpunkt som märklig. Papper framställs ur trä, som är en förnybar råvara, åtminstone med de produktionsmetoder som är etablerade här. Tillväxten i Sverige överstiger för närvarande efterfrågan med omkring 30 miljoner skogskubikmeter (motsvarande omkring 50 procent av efterfrågan), varför någon knapphet inom överskådlig framtid inte kan förväntas råda.

Trots dessa omständigheter har man bl.a. i Tyskland diskuterat ett lagstadgat innehåll av returpapper i det papper som levereras. För ett land som Finland, som har stor tillgång på skogsråvara samtidigt som den inhemska befolkningen är liten, innebär detta betydande problem. För att leva upp till ett krav av det slag som diskuterats kommer man att tvingas

importera returpapper till Finland, varför sjötransporter av betydande omfattning genereras.

Om pappersvolymen upplevs som ett problem, är en naturligare utväg - vilket också konstateras i den citerade propositionen (prop. 1992/93:180) - att elda upp det under kontrollerade former.

9.3 Åtgärder och kostnader

9.3.1 Avfallsproblemet i trängre mening

Beslutsproblemet är förhållandevis enkelt till sin struktur. Det handlar om att sanera eller att inte sanera, vartill naturligtvis kommer de rent tekniska frågeställningarna. Behovet avgörs av en mängd faktorer: föroreningens art, naturliga förutsättningar, tilltänkt markanvändning m.m.

Osäkerhet

Osäkerheten är ensidig till sin struktur, eftersom huvudproblemet är att föroreningskällorna inte alltid är kända. Praktiskt taget alla överraskningar blir därför negativa, vilket bl.a. illustrerats av utvecklingen i Danmark. I viss utsträckning råder också osäkerhet om det kemiska samspelet mellan olika substanser, biologiska förlopp m.m. Dessa förefaller dock inte dominera.

Kostnader och finansiering

Naturvårdsverket uppskattar i sin lägesrapport *Efterbehandling av förorenade områden* (SNV 1994) kostnaderna för en sanering av de hittills identifierade områdena till i runda tal 20 miljarder kronor. Detta överensstämmer ganska väl med Jernelövs approximativa skattning (Jernelöv 1992). Om siffran är korrekt, skulle detta alltså motsvara 1 till 1.5 procent av bruttonationalprodukten *som en engångsutgift*.

Den årliga belastningen på samhällsekonomin beror på tidsutdräkten i programmet. Naturvårdsverket skisserar i rapporten ett program utsträckt över tre decennier.

Den angivna kostnaden avser den tekniska kostnaden för åtgärder som bedöms bli aktuella. Den samhällsekonomiska belastningen blir högre, eftersom åtgärderna sannolikt inte kan finansieras fullt ut genom en tillämpningen av principen att förorenaren skall betala (PPP) eller genomföras på marknadsmässiga villkor. En höjning av skattetrycket skulle krävas. Den extra samhällsekonomiska belastningen kan dock påverkas genom utformningen av skatten eller avgiften.

Anledningen till att PPP inte kan tillämpas fullt ut är att de ansvariga juridiska personerna ibland har upphört att existera. Huvudalternativen

till PPP är att söka approximativa tillämpningar av PPP (exempelvis inom branschen, lämpligt avgränsad), att förmå dem som vinner på en sanering att bära en del av eller hela kostnaden, eller att helt eller delvis finansiera med allmänna skattemedel.

Det eller de alternativ man väljer måste uppfylla krav på teknisk, ekonomisk och administrativ effektivitet. I den mån man påverkar framtida utformning av produktions- och distributionssystem måste man också ge rätt incitament till berörda beslutsfattare. En grundligare diskussion av detta problem faller emellertid utanför ramen för denna rapport.

9.3.2 Det vidare problemet

Direkta kostnader

De direkta kostnader som är aktuella i det vidare sammanhanget är sådana som är förbundna med en mer allmän tillämpning av kretsloppskravet i olika former. De direkta kostnaderna är de tekniska kostnaderna för att uppfylla givna krav på insamling, återföring eller vad som kan vara aktuellt i det enskilda fallet. De kan hjälpligt uppskattas för enskilda produktsystem, för vilka studier har gjorts.

Indirekta kostnader

De indirekta kostnaderna härrör från effekter på produktsortiment, konkurrensförhållanden och andra förutsättningar som kan påverkas av en reglering. Den samhällsekonomiska belastningen av sådana ingrepp är notoriskt svår att uppskatta (se Molander 1992, kap. 3 för en översikt över några studier). Dessa svårigheter gör att det knappast är aktuellt att försöka uppskatta belastningen i relation till bruttonationalprodukten på det sätt som gjorts för några andra större miljöproblem. Problematiken kan emellertid beskrivas kvalitativt.

Det finns skäl att tro att de indirekta kostnaderna för en mer allmän tillämpning av kretsloppsprinciper är betydande. Skälet är att produkternas rörlighet påverkas och därmed också marknadsbild och konkurrensförhållanden. Inhemska eller lokala producenter ges ett försteg som kan bli större än vad som motiveras av de naturliga skillnaderna i transportkostnader.

Erfarenheten talar dessutom för att inhemska producenter kan förväntas försöka utnyttja kretsloppsargument i protektionistiskt syfte. Ett exempel på detta är diskussionen inom EG kring Danmarks reglering av returglas. Den danska regeringen införde ett generellt förbud mot engångsglas och begränsade samtidigt importen av drycker förpackade i returglas. EG-domstolen godkände den första åtgärden men underkände helt naturligt den andra.

9.3.3 Kostnadsuppskattning

Den totala kostnaden för en sanering av förorenade områden har som tidigare nämnts av Naturvårdsverket uppskattats till 1-1.5 procent av bruttonationalprodukten som en engångsutgift. Utsträckt över en 30-årsperiod skulle den årliga belastningen då uppgå till 0.03-0.05 procent av BNP.

För kostnaderna i den vidare formuleringen av problemet saknas uppskattningar. Det torde ändå vara rimligt att sätta en övre gräns för kostnaden någonstans kring 1 procent av BNP. Som i andra sammanhang förutsätter denna uppskattning att den förda politiken blir effektiv.

10 Sammanfattning och slutsatser

10.1 Den generella frågan

Miljöproblemens dignitet

Den grundläggande fråga kring vilken diskussionen i denna rapport kretsat är hur stora restriktioner på den ekonomiska politiken som kan härröra från miljö- och naturresursområdet i ett medel- till långsiktigt perspektiv (30 till 40 års sikt), utöver redan fattade beslut och vidtagna åtgärder. Svaret är intressant som ett underlag både för den allmänna ekonomisk-politiska diskussionen och för den interna prioriteringen inom miljövårdsområdet.

Den långa sikten och ett antal osäkerhetsskapande faktorer av både naturvetenskaplig och politisk natur gör det naturligtvis svårt att ge ett precist svar. Det är trots det värdefullt att få ett grepp om *storleksordningen* på de åtgärder som kan bli aktuella.

Det kan inledningsvis vara motiverat att försöka relatera de miljöproblem som stått i fokus i denna diskussion - klimatfrågan, försurning m.fl. - till de mer "klassiska" knapphetsproblemen knutna till fattigdom, svält, snabb befolkningstillväxt och andra hinder för ett drägligt liv (behandlade i kap. 5).

Den allmänna bild som framtonar från genomgången är att de "klassiska" problemen dominerar i det medelsiktiga perspektivet fram till mitten av nästa århundrade. Det är uppgiften att försörja 10 miljarder människor med mat och husrum, förebygga och bota sjukdomar och säkra en rimlig utbildningsnivå som förblir det stora problemet. Klimatförändringar och regionala eller lokala miljöproblem förorsakade av försurning, övergödsling eller förlorad biodiversitet kan öka bördan men framstår inte i sig som de dominerande problemen.

Bland miljöproblemen i trängre mening framstår *klimatfrågan* som det utan konkurrens dominerande problemet på den aktuella sikten. De åtaganden som har diskuterats för industriländernas vidkommande motsvarar med en medelhög ambitionsnivå 3 till 4 procent av bruttonationalprodukten framemot 2030 till 2050. För Sveriges vidkommande kommer utfallet att bli beroende av vilken form ett eventuellt internationellt åtagande får i de fortsatta klimatförhandlingarna. En frysning eller en procentuell sänkning i relation till tidigare emissionsnivåer blir relativt sett dyrare i Sverige på grund av vår låga nivå i utgångsläget, medan

åtaganden definierade på per-capita-basis eller relaterade till BNP blir mindre kostsamma. Förutom den allmänt låga emissionen per capita innebär en kärnkraftavveckling under perioden en komplikation.

De övriga miljöproblem som för närvarande har identifierats är, åtminstone sedda isolerat, av allt att döma en storleksordning mindre. Uppskattningar av kostnaderna för åtgärder mot *försurningsproblemet* landar på europeisk basis kring en halv procent av BNP, plus eller minus några tiondels procent. En stor del av kostnaderna uppvägs av vinster i form av minskat underhåll på grund av korrosion, bättre hälsa m.m.

Övergödslingen har inte behandlats i föreliggande rapport, men de partiella kostnadsskattningar som gjorts beträffande enskilda sektorers bidrag antyder att problemet bör vara av ungefär samma storleksordning som försurningen. Det skulle i så fall innebära att åtgärder och vinster balanserar på någon eller några tiondels procent av BNP.

Hoten mot *biodiversiteten* i form av förändrad markanvändning och andra miljöpåverkande faktorer är svåra att i det aktuella perspektivet värdera. De ekonomiska följderna för svenskt vidkommande av nu identifierade risker är av allt att döma begränsade. Svenska åtaganden i syfte att bevara biodiversitet på andra håll i världen framstår som en rationell åtgärd och kan naturligtvis få en omfattning som märks.

De *avfalls- och kretsloppsrelaterade frågorna* spänner över ett stort område och är svårbedömda. Denna post kan i viss mån betraktas som en restpost.

De kostnader som är förknippade med en genomgripande sanering av de i dag identifierade kontaminerade platserna uppskattas till drygt 1 procent av BNP som en engångskostnad. Utlagt över en 30-årsperiod skulle ett sådant program alltså komma att belasta samhället med några hundradels procent av BNP.

Kostnaderna för en på bred front realiserad kretsloppsansträngning är väsentligt svårare att uppskatta men kan naturligtvis bli väsentligt större. Storleksordningen torde röra sig om 1 procent av BNP, återigen beroende på vald ambitionsnivå.

De stora osäkerheterna i skattningarna bör ännu en gång understrykas. Eftersom kostnaderna inte minst för det dominerande problemet, klimatfrågan, är starkt politiskt beroende, kräver en kostnadsuppskattning i realiteten en prognos beträffande det politiska systemet.

En komplikation är också att kostnader och vinster förknippade med olika delproblem är sammanvävda. Åtgärder kopplade till ett visst problem kan påverka andra problem positivt eller negativt.

Inte desto mindre bör det mot bakgrund av de skattningar som presenterats i det föregående vara möjligt att uppskatta den totala restriktionen från miljöområdet till 5 procent av bruttonationalprodukten, kanske med osäkerhetsfaktor 2 uppåt eller nedåt, med den aktuella tidshorisonten.

Förutsättningar

Den viktigaste förutsättningen för den gjorda uppskattningen är att den förda politiken blir *effektiv*. Den historiska erfarenheten visar att denna förutsättning sällan är uppfylld. Beträffande exempelvis klimatfrågan gäller att befintliga kostnadsuppskattningar baseras på en koldioxidskatt som tillåter maximal flexibilitet beträffande val av åtgärder. Om den faktiskt förda politiken skulle inkludera subventionssystem med protektionistiska inslag finns ingen identifierbar övre gräns för kostnaderna. Detsamma gäller de övriga problemen och kanske i synnerhet kretsloppsproblematiken.

Den gjorda uppskattningen bygger också på en förutsättning om *stabilitet* i den förda politiken. Detta krävs för att ekonomin i olika investeringsalternativ skall kunna bedömas långsiktigt. Även här finns det anledning att sätta frågetecken mot bakgrund av de senaste decenniernas erfarenheter, inte minst från energipolitikens område.

I stabilitetsförutsättningen ingår också ett antagande om att de relevanta åtgärderna fasas in successivt för att tvära kast i relativprisutvecklingar inte skall uppstå.

Innebörd

Vad innebär en belastning motsvarande 5 procent av bruttonationalprodukten? Enkelt uttryckt innebär den att BNP vid tidsperiodens slut skulle vara 5 procent lägre än den skulle ha varit om vi inte hade behövt beakta ifrågavarande restriktioner. Sett över den aktuella perioden motsvarar det att den årliga tillväxttakten i ekonomin skulle vara drygt 0.15 procent lägre än annars.

Ett annat sätt att uttrycka saken är att utgå från ett antagande om en årlig tillväxttakt av 2 procent och relatera restriktionen till denna. Två procents tillväxt under 30 års tid ger en ekonomi som är omkring 85 procent större. De miljöbetingade restriktionerna skulle i så fall innebära att utrymmet vid periodens slut skulle vara vara 80 procent större med restriktionerna, jämfört med 85 procent utan desamma.

Att det ekonomiska utrymmet växer med 80 procent i stället för 85 under en 30-årsperiod kan synas vara en måttlig belastning. Under de viktiga förutsättningar som givits är en sådan belastning, successivt infasad, förmodligen också hanterlig. Utöver de reservationer som redan gjorts måste det dock understrykas att denna belastning måste ses i kombination med andra långsiktigt verkande förändringsfaktorer, t.ex. demografiska, som bidrar med belastningar. I den mån man avser att låta en expanderande miljöpolitik gå ut över den offentliga budgeten finns också mycket betydande statsfinansiella restriktioner, som kräver omprioriteringar utöver redan beslutade eller förutsedda sådana.

En annan fråga av betydelse är om de restriktioner som kan bli aktuella långsiktigt påverkar tillväxten eller om ekonomin efter infasningsperio-

dens slut återgår till referensbanans tillväxttakt. Avgörande för detta blir hur produktivitetsutvecklingen i olika delar av ekonomin gestaltar sig. Detta kan illustreras med energisektorn, som är central i ett klimatpolitiskt perspektiv. En klimatbetingad restriktion på fossilbränsleanvändningen i form av en konstant eller krympande ram innebär att andra energikällor med lägre emissioner på sikt kommer att tränga ut fossilbränslena. Vattenkraftens bidrag kan förutses vara i stort sett konstant, om de ännu ej exploaterade älvarna skall bevaras. Kärnkraftens bidrag kommer vid en avveckling naturligtvis att försvinna. Energisektorns produktivitetsutveckling kommer därför på sikt att bestämmas av utvecklingstakten hos de framväxande alternativen - effektivisering, solceller, biobränslen etc.

Energisektorn motsvarar grovt räknat 10 procent av samhällsekonomin, vilket bestämmer den vikt som sektorn har i relation till övriga delar av ekonomin. Om exempelvis den aktuella sektorn har en produktivitetsutveckling som ligger 1 procent lägre än den övriga ekonomins, skulle tillväxttakten komma att reduceras med 0.1 procent.

Hur produktivitetsutvecklingen faktiskt kommer att utvecklas i olika delar av ekonomin är det av uppenbara skäl svårt att ha en uppfattning om. När det gäller internationella, tekniskt avancerade industriområden som solcellsteknologi, finns det ingen anledning att anta att ett sådant skulle utvecklas mindre gynnsamt än den övriga ekonomin. Beträffande exempelvis en mer eller mindre skyddad inhemsk biobränslemarknad finns det anledning att vara mer tveksam.

Generella policyfrågor

Vikten av effektivitet i den förda politiken har betonats ovan. Det innebär bl.a. krav på *flexibilitet* i valet av åtgärder, en flexibilitet som är lättare att realisera ju generellare instrument som väljs. Ju mer specifika föreställningar man har om hur exempelvis ett framtida transport- eller energitillförselsystem bör se ut, desto större blir risken för felgrepp.

Behovet att behandla osäkerheten explicit har också understrukits och illustrerats med exempel från olika områden. Det handlar om att för varje specifikt problem analysera osäkerhetens karaktär och förändring över tiden, vad tillkommande information kan innebära för beslutsunderlaget osv. Medlen att möta osäkerheten varierar. På många områden kan ett sökande efter *robusta* alternativ i form av *no-regret options* vara intressant. I andra sammanhang kan det vara en fördel att bygga in *adaptivitet* i den valda lösningen, som medger att vissa beslut rörande politik- eller systemutformning medvetet senareläggs tills ett säkrare beslutsunderlag föreligger.

Frågan om *statens roll* är här som på andra områden central. Två aspekter förtjänar att framhävas. Beträffande de *negativa externa effekterna* måste principen att förorenaren betalar (PPP) tillämpas så konsekvent som det är möjligt. I de fall en förorenare är svår eller omöjlig att finna

eller ställa till svars bör olika approximationer till PPP tillämpas. Att lasta över ett betalningsansvar på det offentliga är under rådande och förutsedda budgetläge inte försvarbart.

Beträffande de *positiva externa effekterna* knutna till exempelvis naturskyddsområden, artbevarande och liknande måste en strävan vara att låta det privata initiativet bära en större del av bördan för att vidmakthålla dessa nyttigheter. Både de data som finns beträffande betalningsviljans fördelning och karaktären hos nyttigheten i sig talar för en sådan lösning. Detta alternativ har hittills knappast förekommit i den svenska diskussionen om miljövårdspolitiken, än mindre i den faktiskt förda politiken.

10.2 Särskilda frågor

Här ges blott några mycket kondenserade kommentarer till de problem som diskuterats separat i det föregående. För en noggrannare diskussion hänvisas till sammanfattning i respektive kapitel och huvudtexten.

Klimatfrågan

De kostnader som är förknippade med klimatpolitiken är i lika hög eller högre grad beroende av vissa externa förutsättningar än av valet ambitionsnivå, uttryckt som ett visst antal procents sänkning av emissionerna. De viktiga valen gäller huruvida kalkylen avser *brutto- eller nettoemissioner*, *vilka gaser som omfattas* och i vilken utsträckning åtaganden skall baseras på tidigare emissioner (*grandfathering*) eller relateras till parametrar som befolkning, BNP-nivå etc. En effektiv politik bör baseras på nettoemissioner, som är det fysikaliskt relevanta, och omfatta alla växthusgaser av betydelse. Åtagandets omfattning och beroende på tidigare emissioner är i högre grad en värderingsfråga.

Beträffande *ambitionsnivån* kan konstateras att Sveriges emissioner räknade netto ligger i närheten av den nivå räknat per capita som anses vara uthållig, dvs. förenlig med den restriktion som klimatsystemet lägger på vårt agerande. Ambitionsnivån i politiken sådan den kommer till uttryck i nivån på koldioxidskatten måste också betraktas som mycket hög i ett internationellt perspektiv.

Beträffande *Sveriges position i internationella förhandlingar* kan konstateras att de ovannämnda centrala valen kommer att spela en huvudroll vid de fortsatta överläggningarna under resten av innevarande decennium. Dessa frågor liksom kostnadsfördelningen mellan industriländer och utvecklingsländer berör ekonomiska engagemang av betydande mått, långt större än de som normalt är aktuella inom miljöpolitiken. Inte minst av detta skäl krävs att frågorna får ett större utrymme i den allmänna debatten och inte reserveras för en intern diskussion bland dem som är direkt involverade i forskning eller policybildning kring klimatfrågan.

Det *långsiktiga målet* för klimatpolitiken - under förutsättning att man anser frågan ha en sådan dignitet att en klimatpolitik är nödvändig - bör vara ett fullt utbildat system med överförbara utsläppsrättigheter eller globalt harmoniserade skatter. Båda dessa lösningar har betydande problem, och det är knappast aktuellt för Sverige att i nuvarande läge binda sig för den ena eller andra positionen. Diskussionen om alternativens för- och nackdelar bör emellertid komma igång snarast möjligt, eftersom politiken på kortare sikt i vissa fall påverkas av vad man ser som det långsiktiga målet.

Den svenska politiken på kortare sikt bör vara generell och ha full flexibilitet beträffande åtgärdernas karaktär och lokalisering. I första hand kommer robusta åtgärder inom trafik- och energipolitik i fråga, dvs. sådana som kan motiveras oberoende av om man tillmäter klimatfrågan stor vikt eller ej.

Beträffande åtgärder som i en eller annan form medför kostnader skall det generella kriteriet vara kostnaden för att eliminera en viss växthuspotential ur atmosfären, uttryckt exempelvis i kronor per ton koldioxidekvivalent. Det finns starka indikationer på att kostnadseffektiva lösningar på kort och medellång sikt står att finna utanför landets gränser, vilket gör att den experimentella verksamheten kring och analysen av samprojekt (*joint implementation*) blir intressant. Samprojektslösningen har dock så många inneboende administrativa och tekniska begränsningar att den knappast är att betrakta som en långsiktig lösning på det globala problemet.

Övriga frågor

Beträffande de övriga miljöproblem som diskuterats i rapporten finns det anledning att understryka deras internationella karaktär, vilket gör att det i de flesta fall är nödvändigt att söka lösningarna i ett internationellt sammanhang.

Det är också viktigt att upprätthålla sedvanliga principer för politiska beslut med ekonomiska implikationer. Effektivitetskravet skall vara styrande, vilket innebär att regler för offentlig upphandling skall respekteras, frihandel som grundprincip skall råda, etc.

Det bör slutligen understrykas att de åtgärdsprogram som formuleras måste vara meningsfulla för enskilda beslutsfattare antingen det rör sig om hushåll, företag eller andra aktörer i det ekonomiska systemet. Mål på aggregerad nivå - att en viss andel av det utnyttjade tidningspapperet skall recirkuleras och liknande - är inte operativa.

Summary and conclusions

General issues

Status of environmental issues

The discussion in this report has centred on the basic issue of the extent to which economic policy is constrained by issues relating to the field of environmental and natural resources, in the medium to long term range (30-40 years), over and above the decisions that have been made and measures that have been taken. The answer is interesting as a basis both for a general economic policy discussion and for the assigning of internal priorities in the field of environmental protection.

The long-term perspective and a number of uncertain scientific and political factors of course make it difficult to give an accurate answer. It is, nonetheless, valuable to form an impression of the *scope* of the measures that could be required.

Initially, it could be justified to attempt to relate the environmental problems that have been in the focus of this discussion - the climate, acidification, etc. - to the more traditional problems of scarcity associated with poverty, starvation, rapid population growth and other factors preventing people from living a reasonable life (dealt with in Chapter 4).

The general picture which emerges from this review is that the traditional problems will dominate the medium range perspective until the middle of the next century. The task of providing ten billion people with food and accommodation, preventing and curing diseases and ensuring a reasonable level of education will continue to be the major problem. Climatic changes and regional or local environmental problems caused by acidification, over-fertilisation or the loss of bio-diversity could aggravate the situation, but do not stand out as such as being the primary problems.

Among the environmental problems in the narrower sense, the question of climate stands out as by far the most dominating problem in the time perspective in question. The measures that have been discussed as far as industrial countries are concerned correspond to a medium ambition level of 3-4 per cent of the GDP between now and 2030 or 2050. As far as Sweden is concerned, the result will depend on the kind of international undertakings which are decided upon in the future negotiations on the climate. A freezing or percentual reduction in relation to earlier levels of emissions would, in relative terms, be more expensive in Sweden on

account of our already low level, while undertakings defined on a per capita basis or related to GDP will be less costly. Apart from the generally low emissions per capita, the phasing out of nuclear power during the period would add a further complication.

The other environmental problems which have been identified so far, at least if regarded individually, would appear to be of lesser magnitude. Estimates of the cost of measures against the problems of *acidification*, in European terms, end up at around one half per cent of GDP plus or minus a few tenths of a point. Much of the cost will be offset by gains in the form of reduced maintenance on account of corrosion, better health, etc.

The question of *over-fertilisation* has not been dealt with in the report, but the partial cost estimates which have been made regarding the contribution of individual sectors suggests that the problem should be of around the same magnitude as acidification. In such a case it would mean that the measures and the benefits would more or less balance at around one or a few tenths of a point of GDP.

The threat against *bio-diversity* posed by changing use of land and other factors affecting the environments is difficult to estimate in the perspective in question. The economic consequences for Sweden of already identified risks would appear to be limited. Swedish commitments with the object of maintaining bio-diversity elsewhere in the world appear to be rational measures and could naturally achieve noticeable effects.

Issues relating to *refuse and natural cycles* span a wide spectrum and are difficult to appraise. To some degree, this item can be regarded as a residual item.

The costs associated with far reaching decontamination of identified contaminated places are estimated at just over one per cent of GDP as a non-recurring cost. Periodised over 30 years, such a programme would thus require public spending corresponding to a few hundredths of a per cent of GDP.

The costs of engendering a cyclical approach realised on a broad front are considerably more difficult to estimate, but could naturally come to be much higher. The order of magnitude is probably in the region of one per cent of GDP, once again depending on the level of ambition.

The great uncertainty in these estimates should once again be underlined. As the costs, not least of the dominating problem of the climate, are greatly influenced by politics, the cost estimate in fact requires a forecast regarding the political system.

A further complication is that costs and benefits associated with the various subsidiary problems are interrelated. Measures linked to certain problems can affect other problems either favourably or negatively.

Nonetheless, in view of the estimates which are presented in this report, it should be possible to estimate the total restrictions from the environmental area at five per cent of GDP, perhaps with an uncertain factor of two up or down, given the time perspective in question.

Assumptions

The most important condition underlying the estimates is that the policies conducted be *effective*. Previous experience would indicate that this condition is very rarely satisfied. As regards the climate, for example, existing cost estimates are based on a carbon dioxide tax which allows maximum flexibility in the choice of measure. If the applied policy were to incorporate a system of subsidies with protectionist elements there would be no identifiable upper limit to the costs. The same applies to other problems, and above all perhaps to the natural cycle problem.

The estimates are also based on the assumption of *stability* of the policy pursued. This is required in order to forecast the impact on the economy of different investment alternatives in a long term perspective. Here, too, there is reason to be sceptical, in view of the experience of the past few decades, not least in the field of energy policy.

The stability condition also includes an assumption that the relevant measures are phased in successively in order to prevent sudden fluctuations in relative prices.

Implications

What does a charge corresponding to five per cent of GDP entail? To put it simply, it means that GDP would be 5 per cent lower at the end of the time period than it would have been if we have not needed to impose the restrictions in question. Seen over the duration of the period, this corresponds to an annual growth rate in the economy that would be just over 0.15 per cent lower than otherwise.

Another way of looking at it is to assume that the annual growth rate is two per cent and to relate the restrictions to this. Two per cent growth for 30 years would produce an economy that is around 85 per cent larger. The environmentally based restrictions would, in that case, mean that the economy at the end of the period would have grown by 80 per cent with the restrictions, compared to 85 per cent without them.

An economic growth of 80 per cent instead of 85 per cent during a 30 year period could appear to be a modest imposition. Given the important conditions stated above, such a charge, if successively phased in, would probably also be manageable. Over and above the reservations that have already been made, however, it must be emphasised that this imposition must be seen in combination with other factors generating a long-term process of change, for example demographic factors, which add to the burden. If the intention is to allow an expansive environmental policy to be financed via the state budget, there are also very significant restrictions due to the public finances, which require a rethinking of priorities over and above those that have already been agreed or are foreseen.

Another issue of importance is whether the restrictions in question would affect growth in the long term, or if the economy would return to

the rate of growth in the reference model after the phasing in period is concluded. This is determined by how productivity trends in various sectors of the economy are affected. This may be illustrated by the energy sector, which is crucial in the perspective of climate policy. Restrictions on the use fossil fuels related to climatic effects, in the form of a permanent or declining limit, would entail that other sources of energy with lower emissions would eventually force fossil fuels off the market. The contribution of hydro-electric power can be expected to remain practically unchanged if the rivers that have not yet been harnessed are left unexploited. The contribution of nuclear power would, of course, disappear when it is phased out. In the long term, therefore, the productivity trends in the energy sector will be determined by how fast the emerging alternatives - improving efficiency, solar cells, bio fuels etc. - are developed.

The energy sector accounts roughly for ten per cent of the economy, which determines the impact of the sector in relation to other sectors in the economy. If, for example, the productivity of the sector in question improves at a rate which is one per cent below that of the rest of the economy, the total growth rate will be reduced by 0.1 per cent.

It is very difficult to judge how the various sectors of the economy will develop in reality, for obvious reasons. As regards international, technically advanced areas of the industry, such as solar cell technology, there is no reason to suppose that they will develop less favourably than the economy in general. As regards the more or less protected domestic bio fuel market, however, there is reason to be more cautious in one's assumptions.

General policy issues

The importance of pursuing an efficient policy has been emphasised above. This means, for example, that *flexibility* is required in the choice of measures, a flexibility that is easier to implement the more general instruments that are chosen. The more specific views one has, for example, about the characteristics of a future transport system or energy supply system, the greater the risk of making mistakes.

The necessity of handling uncertainty explicitly has also been emphasised and is illustrated with examples from a number of areas. It is a matter of analysing the character of the uncertainty and the change over time for each specific problem, the impact of new information on decision-making, etc.

The means to overcome uncertainty varies. In many areas a search for *robust* alternatives in the form of *no-regret options* could be interesting. In other context it could be favourable to build in *adpativity* into the preferred solutions, thus enabling certain decisions on policy or formulation of systems to be consciously postponed until more reliable information for making decisions is available.

As in other areas, the question of the *role of the state* is essential. Two aspects deserve particular attention. As regards the *negative external effects* the principle that the polluter pays (PPP) must be applied as consistently as is possible. In those cases where it is difficult or impossible to identify polluters or to hold them responsible, the various approximations to PPP should be applied. Transferring the responsibility to pay to the public sector under the prevailing foreseeable budgetary conditions is unjustifiable.

As regards the *positive external effects* associated with nature reserves, the preservation of species and the like, one objective must be to allow private initiative to bear a large proportion of the cost of maintaining these benefits. Both the data that exist regarding the distribution of willingness to pay, and the character of the benefit as such, are in favour of such a solution. So far, this alternative has hardly come up in Swedish discussions on environmental policy, and even less so when it comes to the policy actually pursued.

Specific issues

As regards the environmental problems discussed in the report, there is reason to emphasise their international character, which means that in most cases it is necessary to seek to arrive at solutions in an international forum.

It is also important to maintain the traditional principles regarding political decisions with economic implications. Efficiency should be the guiding principle, which means that standard rules for public procurement shall be respected, that the basic principle of free trade shall prevail, etc.

It should finally be emphasised that the programme of measures formulated must be relevant to individual decision makers, whether they refer to consumers, companies or other participants in the economic system. Targets at aggregate level – that a given proportion of newsprint should be recycled, etc. – are not operative.

Climate

The cost associated with the climate policy are equally, or even more, dependent on certain external conditions as on the determined level of ambition expressed as a given percentage reduction in emissions. The essential choice is whether the figures relate to *gross or net emissions, which gases are covered*, and to what extent undertaking shall be based on past emissions *(grandfathering)* or relate to parameters such as population, GDP level, etc. An effective policy should be based on net emissions which are the physically relevant parameter, and should cover all significant greenhouse gases. The extent of the undertakings and the

payments on past levels of emissions is to a greater extent a matter of choice.

As regards the *level of ambition* it may be noted that Sweden's net emissions are very close to the level per capita which are calculated to be sustainable, that is, compatible with the restrictions which the climatic system imposes on our actions. The level of ambition in policy expressed in the level of carbon dioxide tax must also be regarded as very high by international standards.

As regards *Sweden's position in international negotiations* the above mentioned central priorities will play a key role in future discussions for the remainder of this decade. These questions, like the allocation of costs between industrial countries and developing countries, entail considerable economic commitments, far greater than those that are normally involved in environmental policy. For this reason, not least, it is necessary that the issues are given greater attention in public debates and are not reserved for internal discussions among those who are directly involved in research or policy formation relating to the climate.

The long-term target for climate policy - provided that the issue is awarded such status that a climate policy is necessary - should be a fully developed system with transferable emission rights or globally harmonised taxes. Both these solutions involve significant problems, and it is hardly appropriate that Sweden in the current situation would commit itself to one or the other position. Discussion on the advantages and disadvantages of the alternatives should, however, be set in motion as soon as possible, since the short-term policy will in some cases be influenced by the views about the long-term goals.

In the short term, Swedish policy should be general and more flexible regarding the character and localisation of measures. Robust measures in traffic and energy policy will be the primary target, i.e., measures that can be justified regardless of whether the climate issue is given priority or not.

Measures which in one way or another involve costs, the general criteria should be the cost of eliminating potential greenhouse factors from the atmosphere, for example, expressed as dollars per tonne of carbon dioxide equivalent. There are strong indications that cost efficient solutions in the short and medium range can be found outside Sweden, which means that the experimental activities around, and the analysis of, joint implementation would be of interest. Joint implementation solutions, however, involve so many inherent administrative and technical limitations that they can hardly be regarded as a long-term solution to the global problem.

Acidification

Acidification is an international problem in the sense that the pollution is to a large extent carried across national borders. It is more regional in

character than the greenhouse effect, but the international dimension is significant enough to require cross-border co-ordination. Such a process of co-ordination has already been established, and the tendency towards effective solutions via international schemes is far more advanced in this field than in the case of the greenhouse effect.

The pollution caused by precipitation of sulphur, nitrogen and other acidifying processes is less in Sweden than in most other parts of Europe. At the same time, the Swedish ecological system is particularly sensitive, and this is why the consequences can still be considerable. Pollution of lakes and streams is therefore relatively more extensive, while the effects on health and the technosphere are less pronounced.

The most severe damage has been registered in lakesand watercourses in the form of serious acidification which is reflected in the loss of many species, for instance. Forests have also been damaged, especially in the south-western part of the country, but in this case the actual role of acidification is disputed. The fertilising effect of nitrogen precipitation, climatic variations and other stress factors also play a part.

An evaluation of the economic effects of acidification shows that harmful effects on human health predominate, followed by damage to technical systems (corrosion). Damage to the ecological environment (forests, fishing) is less important, and in the case of sulphur, represents perhaps only 5 per cent of the total damage.

Sulphur and nitrogen precipitation exceeds the desired threshold values in most parts of the country. On the basis of the values recommended by the National Environmental Protection Agency in 1990, and in the acidification report of 1993, a reduction in sulphur precipitation of 30-70 per cent is required in southern Sweden (Götaland), while the central and northern regions (Svealand and Norrland) require reductions of 0-40 per cent and 0-50 per cent respectively. The corresponding figures for nitrogen are 0-50 per cent, 0-10 per cent and 0 per cent. In the summary report of 1993, the National Environmental Protection Agency recommends that the threshold values be more or less halved, which would lead to demands for further reductions.

The main measures to overcome acidification are emission reductions, liming and remedial fertilisation (lakes, forests). The technical costs of these measures are relatively well known. Any extensive measures could, however, have macro-economic repercussions that are less accurately worked out.

The cost of measures to reduce sulphur and nitrogen emissions has been estimated using a variety of methods. Technically based (bottom-up) estimates arrive at a cost for hitherto agreed levels in the region of tenths of a per cent of GDP, while a macro-economic approach arrives at somewhat higher costs. The use of more far-reaching measures would increase the costs. The amounts involved in a relatively ambitious programme of measures of the type outlined in an IIASA report, could

be specified at about 0.5 per cent, give or take the odd tenth, of GDP annually on a European basis, with a time horizon extending until 2040.

Benefits in the form of improved health, less corrosion damage, less harm to the eco-system, etc. should be set off against these costs. These benefits may be estimated at being of the same order of size as the costs or slightly less. At all events, the net charge on the economy for reasonably ambitious programmes would probably not exceed a few tenths of a per cent of GDP.

It would appear that if any policy is to be effective it must be based on a combination of general measures – reductions in emission levels – and selective measures. It would probably not be very effective to base reduction levels on the most sensitive eco-systems.

The selective measures, such as liming and remedial fertilisation, should by and large be financed by imposing charges on emissions or on the owners and beneficiaries. The arguments in favour of funding out of general tax revenues are weak.

Biodiversity

The loss of biodiversity is a serious problem at the global level. The speed of this process is high, seen in a historical perspective. Even if biological evolution has turned out to be robust and capable of recovering from catastrophic extinction (over 90 per cent of the number of species during the Permian period) during the past history of planet Earth, the process of recovery is very slow seen from a human perspective (millions of years).

There are also problems in Sweden, but in relation to the global changes, they must be recognised as being less serious. There are very few endemic species in the country; many of them exist throughout large parts of the northern hemisphere. Although new cultivation methods in forestry and agriculture have an effect on the use of land, the speed at which biotopes are destroyed is considerably higher in many other parts of the world. Threats against extremely diversified biotopes (hot spots) in tropical and sub-tropical areas are particularly serious.

Even though estimates of the cost of lost biodiversity or of measures to prevent loss are subject to much uncertainty, it appears unlikely that the expense would exceed one per cent of GDP. Some tenths of a per cent of GDP would appear to be a reasonable upper limit.

The biodiversity that has actually been surveyed is only a fraction of the actual (in the range of 1-10 per cent, based on the number of species). Also in this respect, Sweden differs favourably from the rest of the world by being comparatively well mapped out.

Groups of large and easily observed animals such as mammals and birds are best known, whilst insects and micro-organisms, for example,

are generally less well researched. The surveyed and studied biodiversity emerges as an under-exploited resource. From the point of view of survival, it is more important to give priority to increasing the utilisation of species that are known to be suitable for food production and other benefits, rather than to stimulating research into totally unknown varieties. The present dependence on very few cultivated plants (primarily maize, rice and wheat) gives rise to high and unnecessary vulnerability.

Commercial solutions are available for some preservation problems and they should be used when applicable. If the survival of a species is threatened by over-exploitation, its continued existence is sometimes more safely secured through controlled exploitation than through prohibitions and boycotts. Each case must, however, be considered on its own merits.

The collective benefits of environmental preservation vary in character and are also more or less collective. Even if the empirical background is uncertain, it would appear as if the general public were more interested in broadly expressed concepts such as "clean air", "healthy forests" and so on, whilst the preservation of rare species and biotopes is considered to be more exclusive in its utility and of interest to a limited group of people. When deciding priorities for public spending on environment protection, it would be reasonable to bear this situation in mind, and give more scope than in the past to private initiatives for the latter type of benefit. The fact that it is relatively easy to enthuse interested people for this type of activity through environmental organisations, local folklore societies etc, is also an argument in favour of this course of action..

Public measures to preserve biodiversity must be seen and considered in a global perspective. Even though international involvement presupposes adherence to certain minimum standards within the borders of one's own country, it should be borne in mind that threats to biodiversity are far more severe in other parts of the world. Sweden has a strong tradition going back to Linnæus, as far as both researching and utilising biological resources are concerned, which could play a part in decisions on the balancing of the use of resources against the further expansion of biodiversity problems.

Even in the case of species and biotopes existing in Sweden, there should be co-operation with other countries to save as much biodiversity as possible within a given financial restriction.

Refuse problems and recycling

The problem of refuse in the narrow perspective is relatively simple in character. It is a matter of whether to clean up or not to clean up, in

addition to which the purely technical problems must be borne in mind. The need is determined by a number of factors: the type of contamination, the natural conditions, the intended use of the land and so on.

The uncertainty is one-sided structurally, since the main problem is that the sources of pollution are often unknown. More or less every surprise is therefore an unpleasant one, a fact that is well illustrated by the situation in Denmark. In some cases, there is also uncertainty about the chemical interaction between various substances, biological processes, etc., although these are not the dominating problems.

In a recent progress report, the National Environmental Protection Agency estimates the cost of cleaning up areas that have already been identified at around 20 billion kronor. If this figure is correct, the sum would correspond to 1 to 1.5 per cent of GDP as a non-recurring cost.

The annual charge on the economy would depend on the time perspective of the programme. In its report, the National Environmental Protection Agency has outlined a programme extending over thirty years.

The costs referred to are the technical costs of the measures that are believed to be necessary. The total financial cost to the economy would be higher, as the measures are unlikely to be financed completely in accordance with the principle that the polluter pays (PPP) or be put into effect on market-oriented conditions. A tax increase would be necessary. The added burden on the economy could, however, be alleviated by a judicious choice of the structure of the tax or charge.

The reason why PPP can not be applied to the full extent is that the juridical persons responsible have in some cases ceased to exist. The main alternatives to PPP are to seek approximate applications of PPP (for example at industry level, with suitable demarcations), to induce those who benefit from a clean-up programme to cover some or all of the costs, and to finance the measures, either in full or in part, out of tax revenues.

The option(s) chosen must satisfy the requirements in respect of technical, economic and administrative efficiency. To the extent that future changes of production and distribution systems are affected, it is also important to give the decision-makers involved with the correct incentives. A more detailed discussion of this problem would, however, fall outside the terms of reference of this report.

The direct costs involved in the wider perspective are associated with the more general application of the various aspects of recycling. The direct costs are the technical costs of compliance with the demands for collection, reuse or whatever is relevant to the particular case. They can be estimated reasonably accurately in respect of individual production systems on which some research has been carried out.

The indirect costs are due to the effects on the product range, competitive conditions and other factors affected by regulation. The cost to the

economy of such measures is notoriously difficult to estimate. These difficulties make it well nigh pointless to attempt an estimate of the financial cost in relation to GDP, in the manner previously used in respect of certain other major environmental problems. The problems can, however, be described in qualitative terms.

There are grounds for believing that the indirect costs of a more general application of the recycling principle could be considerable, since it affects the mobility of the inputs and the products and consequently also the market and the competitive situation. Domestic or local producers would be given an advantage that could become greater than warranted by the natural differences in transportation costs.

Moreover, experience has shown that domestic producers can be expected to use the recycling argument for protectionist ends. The discussions within the EU on Denmark's regulation of returnable bottles provides an example.

The total cost of cleaning up polluted areas has, as previously mentioned, been estimated by the National Environmental Protection Agency at 1-1.5 per cent of GDP in the form of a non-recurring cost. Extended over a 30-year period, the annual charge via the budget would amount to 0.03-0.05 per cent of GDP.

As regards the cost of the problem in the broader context, no estimates are available. However, it is probably reasonable to estimate an upper limit for such costs at somewhere around 1 per cent of GDP. As in many other contexts, such an estimate would be based on the assumption that the policy conducted is effective.

Referenser

Adams, R.M. m.fl. (1988): "Implications of global climate change for Western agriculture", *Western J. Agricultural Economics 13*(2), 348-356.

Adams m.fl. (1990): "Global climate change and US agriculture", *Nature 345*, 219-224.

Ahlin, I.,Tjernberg, M. (1992): Artfakta - Sveriges hotade och sällsynta ryggradsdjur 1992. Databanken för hotade arter.

Alcamo, J. m.fl. (1990): *The RAINS model of acidification. Science and strategies in Europe*. IIASA, Laxenburg - Kluwer, Dordrecht.

Anderson, K., Blackhurst, R. (eds.) (1992): *The greening of world trade issues*. Harvester Wheatsheaf, New York.

Anderson, T.L., Leal, D.R. (1991): *Free market environmentalism*. Pacific Research Institute for Public Policy, San Francisco.

Andersson, G. m.fl. (1991): *Trafiksäkerhetsprognos och beräknade trafiksäkerhetseffekter för ett urval av åtgärder*. TFB & VTI forskning 7:6.

Andersson, R. (1989): *Biobränslen från jordbruket. En analys av miljökonsekvenser*. Bil. 6 till SNV/STEV:s utredning om ett miljöanpassat energisystem.

Andersson, T. m.fl. (1993): *Handel och miljö - mot en hållbar spelplan*. Miljövårdsberedningen, Stockholm.

Andersson, T., Åshuvud, J. (1984): "Kolets miljöeffekter - ett ekonomiskt problem", *Ekonomisk Debatt 2/84*, 107-115.

Andrasko, K. m.fl. (1991): "Estimating the costs of forest sector management options:...", cit. i Cline (1992).

Arrhenius, E. (1992): "Population, development and environmental disruption:...", *Ambio 21* (1), 9-13.

Arrhenius, E., Waltz, T.W. (1990): *The greenhouse effect and the potential for soils as a sink for atmospheric carbon dioxide emissions*. World Bank, Washington D.C.

Baliunas, S., Jastrow, R. (1990): "Evidence for long-term brightness changes of solar-type stars", *Nature 348*, 520-522.

Barbier, E.B. m.fl. (1990): *Elephants, economics and ivory*. Earthscan, London.

Barbier, E.B. m.fl. (1991): "Technological substitution options for controlling greenhouse gas emissions", i Dornbusch & Poterba (1991).

Barbier, E.B., Burgess, J.C. (1992): *Agricultural pricing and environmental degradation*. Background paper for World Development Report 1992. World Bank, Washington D.C.

Barnola, J.M. m.fl. (1987): "Vostok ice core provides 160,000 year record of atmospheric CO_2", *Nature 329*, 408-414.

Barrett, S. (1991): "Economic instruments for climate change policy", i *Responding to climate change: Selected economic issues*. OECD, Paris.

Barrett, S. (1992): "Reaching a CO_2-emission limitation agreement for the Community: Implications for equity and cost-effectiveness", i *European Economy, spec. ed. no. 1*.

Barrett, S. (1992 b): "'Acceptable' allocations of tradeable carbon emission entitlements in a global warming treaty", i UNCTAD (1992).

Berg, C. (1992): *Optimal investment and option values under risk aversion*. Nationalekononomiska institutet, Stockholms Universitet.

Berger, A.L. m.fl. (eds.) (1984): *Milankovich and climate*. Reidel, Dordrecht.

Bergman, L. (1989): *Tillväxt och miljö - en studie av målkonflikter*. Bil. 9 till LU90.

Bergman, L. (1992): *Begränsning av koldioxidutsläppen. Samhällsekonomiska effekter och betydelsen av internationell samordning*. Underlagsrapport till Statens Naturvårdsverk.

Binswanger, H.P. (1991): "Brazilian policies that encourage deforestation in the Amazon", *World Development 19* (7), 821-829.

Birdsall, N., Wheeler, D. (1991): "Trade policy and industrial pollution in Latin America: Where are the pollution havens?", i Low (ed.) (1991).

Bishop, R.C. (1978): "Endangered species and uncertainty:...", *Amer. J. Agricultural Economics 60* (1), 10-18; framställning enligt Natural Res., Growth and Development (1990).

Blitzer, C.R. m.fl.: *How restricting carbon dioxide and methane emissions would affect the Indian economy*. Background paper for World Development Report 1992. The World Bank, Washington D.C.

Boeckeln, W.J., Gotelli, N.J. (1984): "Island biogeographic theory and conservation practice:...", *Biological Conservation 29*, 63-80.

Boero, G. m.fl. (1991): *The macroeconomic consequences of controlling greenhouse gases: A survey*. HMSO, London.

Bohm, P. (1971): "An approach to the problem of estimating demand for public goods", *Swed. J. Economics 73*, 55-66.

Bohm, P. (1988): "Ger opinionsundersökningar om den offentliga sektorn någon information?", *Ekonomisk Debatt 8/88*, 605-614.

Bohm, P. (1994): On the feasibility of joint implementation of carbon emissions reductions. Manuskript, Nationalekonomiska institutionen, Stockholms Universitet.

Bohm, P., Larsen, B. (1993): *Fairness in a tradeable-permit treaty for carbon emissions reductions in Europe and the former Soviet Union*. Dept. of Economics, Stockholm University.

Bojö, J. (1985): *Kostnadsanalys av fjällnära skogar. Fallet Vålådalen*. Res. rep., Handelshögskolan, Stockholm.

Bolin, B. (1986): "How much carbon dioxide will remain in the atmosphere?", i Bolin, B. m.fl., *The greenhouse effect, climate change and ecosystems*. SCOPE 29. J. Wiley, Chichester.

Bolin, B., Fung, I. (1992): "The carbon cycle revisited", i Ojima (ed.) (1992).

Boo, E. (1990): *Ecotourism: The potentials and pitfalls*. World Wildlife Fund, Washington D.C., cit. i Wilson (1992).

Bourdet, Y. (1989): *Market power and consumer welfare. Competition and prices in the Swedish car market*. Maktutredningen, Engl. Ser. Rep. no. 36.

Bradshaw, R. (1991): "Växthuseffektens påverkan på den naturliga floran", i Lestander (red.) (1991).

Brendemoen, A. m.fl. (1992): *Miljøkostnader i ett makroperspektiv.* Rapp. 92/17, Statistisk Sentralbyrå, Oslo.

Briffa, K. m.fl. (1992): "Fennoscandian summers from AD 500:...", *Climate Dynamics 7*, 111-119.

Broecker, W.S. (1987): "Unpleasant surprises in the greenhouse?", *Nature 328*, 123-126.

Broecker, W.S. m.fl. (1985): "Does the ocean-atmosphere system have more than one stable mode of operation?", *Nature 315*, 21-26.

Burgess, J.C. (1993), "Timber production, timber trade and tropical deforestation", *Ambio 22* (2-3), 136-143.

Burniaux, J.-M. m.fl. (1992): "GREEN: A global model for quantifying the costs of policies to curb CO_2 emissions", *OECD Economic Studies 19*, 49-92.

Burniaux, J.-M. m.fl. (1992 b): "The effect of existing distortions in energy markets on the costs of policies to reduce CO_2 emissions: Evidence from GREEN", *OECD Economic Studies 19*, 141-166.

Butlin, R.N. (1991): "Effects of air pollutants on buildings and materials", *Proc. Royal Society of Edinburgh 97 B*, 255-272.

CAST (1992): *Preparing U.S. agriculture for global climate change.* Task Force Report No. 119, Council for Agricultural Science and Technology, Ames, Iowa.

Cess, R.D. m.fl. (1989): "Interpretation of cloud-climate feedback as produced by 14 atmospheric general circulation models", *Science 245*, 513-516.

Cess, R.D. m.fl. (1991): "Interpretation of snow-climate feedback as produced by 17 general circulation models", *Science 253*, 888-892.

Charlson, R.J. m.fl. (1987): "Oceanic phytoplankton, atmospheric sulphur, cloud albedo and climate", *Nature 326*, 655-661.

Charlson, R.J. m.fl. (1991): "Perturbation of the Northern Hemisphere radiative balance by backscattering from anthropogenic aerosols", *Tellus 43 A-B (4)*, 152-163.

Charlson, R.J. m.fl. (1992): "Climate forcing by anthropogenic aerosols", *Science 255*, 423-430.

Ciriacy-Wantrup, S.V. (1968): *Resource conservation: Economics and policies*. 3rd ed. Univ. Cal. Berkeley, Div. of Agricultural Science, cit. i Natural Resources, Growth and Development (1990).

Clark, C. (1973): "The economics of overexploitation", *Science 181*, 631-634.

Cline, W. (1992): *The economics of global warming*. Institute for International Economics, Washington D.C.

Coppel, J. (1993): "Implementing a global abatement policy: Some selected issues", OECD Conf. Climate Change, 14-16 June 1993, Paris.

Costanza, R. (ed.) (1991): *Ecological economics*. Columbia University Press, New York.

Crosson, P., Anderson, J.R. (1992): *Resources and global food prospects. Supply and demand for cereals to 2030*. World Bank Technical Paper no. 184, Washington DC.

Crowley, T.J., North, G.R. (1991): *Paleoclimatology*. Oxford University Press, New York.

Crutzen, P.J., Zimmermann, P.H. (1991): "The changing photochemistry of the troposphere", *Tellus 43 AB*, 136-151.

Cubasch, U., Cess, R.D., (1990): "Processes and modelling", i IPCC (1990).

Dai, A., Fung, I. (1993): "Can climate variability contribute to the 'missing' CO_2 sink?", *Global Biogeochemical Cycles* (under tryckning).

Dansgaard, W. m.fl. (1993): "Evidence for general instability of past climate from a 250-kyr ice-core record", *Nature 364*, 218-220.

Darmstadter, J., Plantinga, A. (1991): *The economic cost of CO_2* mitigation: A review of estimates for selected world regions. Disc. Paper ENR 91-06, Resources for the Future, Washington D.C. (cit. i Cline 1992).

Dean, A. (1993): "Costs of cutting CO_2 emissions: Evidence from "top-down" models", OECD Int. Conf. Climate Change, Paris 14-16 June 1993.

Dickinson, R.E. (ed.) (1987): *The geophysiology of Amazonia. Vegetation and climate interactions*. J. Wiley, New York.

Dower, R.C., Zimmerman, M.B. (1992): *The right climate for carbon taxes:...* World Resources Institute, Washington D.C.

Ds 1992: 58. *Varor som faror*. Miljö- och naturresursdepartementet, Stockholm.

Ecotraffic (1992): *The life of fuels*. Stockholm.

Edmonds, J., Barns, D.W. (1990): *Factors affecting the long-term cost of global fossil-fuel CO_2 emissions reductions*. Mimeo, Pacific Northwest Labs, Washington D.C. (cit. i Cline 1992).

Edmonds, J., Reilly, J. (1985): *Global energy - assessing the future*. Oxford University Press, New York (cit. i Cline 1992).

Elmberg, J. (1991): "Växthuseffekten och skogens djur", i Lestander (red.) (1991).

EPA (1990): *Reducing risk: Setting priorities and strategies for environmental protection*. United States Environmental Protection Agency, Science Advisory Board (A-101).

Eriksson, Harry (1993): "Trädens aktuella tillväxt", i Samrådsgruppen (1993).

Eriksson, Hillevi (1991): "Sources and sinks of carbon dioxide in Sweden", *Ambio 20* (3-4), 146-150.

Falkenmark, M. m.fl. (1990): *Water scarcity - an ultimate constraint in third world development*. Tema V report 14, Univ. of Linköping.

Falkenmark, M., Lindh, G. (1993): "Water and economic development", i Gleick (ed.) (1993).

Fankhauser, S. (1992): *Global warming costs: Some monetary estimates*. CSERGE Global Environmental Change Working Paper GEC 92-29, University College London and University of East Anglia, cit. i Fankhauser, S., Pierce, D.W. (1993), "The social costs of greenhouse gas emissions", OECD Conf. Climate Change, 14-16 June 1993, Paris.

Farman, J.C. m.fl. (1985): "Large losses in total ozone in Antarctica reveal seasonal interaction", *Nature 315*, 207-210.

Field, C. m.fl. (1992): "Comprehensive system models: Strategies for evaluation", i Ojima (ed.) (1992).

Finkel, R.C. m.fl. (1986): "Changes in precipitation chemistry at Dye 3, Greenland", *J. Geophys. Res. 910*, 9849-9855, cit. i SNV (1993 c).

Fogg, G.E. (1991): "Changing productivity of the oceans in response to changing climate", *Annals of Botany 67* (suppl. 1), 57-60.

Frederick, K. (1993): *Balancing water demand with supplies. The role of management in a world of increasing scarcity*. World Bank Technical Paper No. 189, Washington D.C.

Genthon, C. m.fl. (1987): "Vostok ice core: climatic response to CO_2 and orbital forcing changes over the last climatic cycle", *Nature 329*, 414-418.

Gillespie, D.G. m.fl. (1983): "Cost-effectiveness of family planning: A review of the literature", i Sirageldin, I. m.fl., *Evaluating population programs*. Croom Helm, London, cit. i Coppel (1993).

Gleick, P. (1989): "Climate change, hydrology, and water resources", *Rev. of Geophysics 27* (3), 329-344.

Gleick, P. (1990): "Climate change and international politics: Problems facing developing countries", *Ambio 18* (6), 333-339.

Gleick, P. (1992): "Water and conflict", Occ. Paper Series on *Environmental Change and Acute Conflict*, No 1, Sept. 1992, University of Toronto.

Gleick, P. (1993 a): "Water and conflict: Fresh water resources and international security", *International Security 18* (1), 79-112.

Gleick, P. (1993 b): "An introduction to global fresh water issues", i Gleick (ed.) (1993).

Gleick, P. (ed.) (1993): *Water in crisis*. Oxford University Press, New York.

Goldstone, J.A. (1992): "Imminent political conflicts arising from China's environmental crises", Occ. Paper Series on *Environmental Change and Acute Conflict*, No 2, Dec. 1992, University of Toronto.

Graedel, T.E., Crutzen P.J. (1990): "Atmospheric trace constituents", i Turner m.fl. (ed.) (1990).

Graedel, T.E., Crutzen, P.J. (1993): *Atmospheric change. An Earth system perspective*. Freeman, New York.

Graham, R.W. (1992): "Late pleistocene faunal changes as a guide to understanding effects of greenhouse warming on the mammalian fauna of North America", i Peters & Lovejoy (eds.) (1992).

GRIP (1993): "Climate instability during the last interglacial period recorded in the GRIP core", *Nature 364*, 203-207.

Grootes, P.M. m.fl. (1989): "Oxygen isotope changes in tropical ice, Quelccaya, Peru", *J. Geophys. Res. 94*, 1187-1194.

Grossman, G. (1993): *Pollution and growth: What do we know?* WP 93-4, Woodrow Wilson School of International and Public Affairs, Princeton University.

Grossman, G., Krueger, A. (1992): "Environmental impacts of a North American Free Trade agreement", i P. Garber (ed.), *The U.S. - Mexico free trade agreement*. MIT Press, Cambridge.

Grubb, M. (1992): "Options for an international agreement", i UNCTAD (1992).

Grubb, M., Rose, A. (1992): "Introduction: Nature of the issue and policy options", i UNCTAD (1992).

Hammond, P. (1992): "Species inventory", i IUCN (1992).

Hansson, I. (1984): "Marginal cost of public funds for different tax instruments and government expenditures"; *Scand. J. of Economics 86*, 115-130.

Hartshorn, G. (1990): "Natural forest management by the Yanesha Forestry Cooperative in Peruvian Amazonia", i A.B. Anderson (ed.), *Alternatives to deforestation: Steps toward sustainable use of the Amazon rain forest*. Columbia Univ. Press, New York (cit. i Wilson 1992).

Hayes, P., Smith, K. (eds.) (1993): *The global greenhouse regime. Who pays?* Earthscan, London.

Hazarika, S. (1993): "Bangladesh and Assam: Land pressures, migration and ethnic conflict", Occ. Paper Series on *Environmental Change and Acute Conflict*, No 3, March 1993, Univerisity of Toronto.

Held, I.M. m.fl. (1981): "Albedo feedback, the meridional structure of the effective heat diffusivity, and climate sensitivity: ...", *J. Atmos. Sci. 38,* 1911-1927.

Hoeller, P., Coppel, J. (1992): "Energy taxation and price distortions in fossil-fuel markets:...", i OECD (1992).

Holdren, J. (1992): "The energy predicament in perspective", i Mintzer (ed.) (1992).

Holling, C.S. m.fl. (1994): "Biodiversity in the functioning of ecosystems: An ecological primer and synthesis", i Perrings m.fl., *Biodiversity loss: Economic and ecological issues* (under tryckning).

Holmberg, J. (ed.) (1992): *Making development sustainable*. International Institute for Environment and Development/Island Press, Washington D.C.

Homer-Dixon, T. (1991): "On the threshold: Environmental changes as causes of acute conflict", *International Security 16* (2), 76-116.

Homer-Dixon, T. (1993): "Across the threshold: Empirical evidence on environmental scarcities as causes of violent conflict". Manuscript, Peace and Conflict Studies Program, University of Toronto.

Homer-Dixon, T. m.fl. (1993): "Environmental change and violent conflict", *Scientific American*, Feb. 1993, 38-45.

Houghton, R.A. (1991): "Tropical deforestation and atmospheric carbon dioxide", *Climatic Change 19*, 99-118.

Hultkrantz, L. (1992): *Växthuseffekten - slutsatser för jordbruks-, energi- och skattepolitiken*. Rapport till ESO, Ds 1992:15.

IEA (1993): *Biofuels*. Standing Group on Long-term Cooperation. International Energy Agency, Paris.

IPCC (1990): *Climate Change. The IPCC scientific assessment*. J.T. Houghton m.fl. (eds.). Cambridge University Press, Cambridge.

IPCC (1990 b): *Climate change: The IPCC response strategies*. Island Press, Washington D.C.

IPCC (1992): *Climate change 1992. The supplementary report to the IPCC scientific assessment*. Cambridge University Press, Cambridge.

IPCC (1994): Lägesrapport under publicering.

IUCN (1992): *Global biodiversity. Status of the Earth's living resources*. Report compiled by the World Conservation Monitoring Centre (ed. B. Groombridge). Chapman & Hall, London.

IVL (1993): *Miljökonsekvensbedömning av Skogsstyrelsens förslag till program för skogsmarkskalkning*. PM 1993-09-29 Inst. f. vatten- och luftvårdsforskning, Stockholm.

Jablonski, D. (1991): "Extinctions: A paleontological perspective", *Science 253*, 754-757.

Jackson, T., Roberts, S. (1989): *Getting out of the greenhouse*. Friends of the Earth, London.

Jansson, P.-E. (1991): "Effekter av förändrat klimat på mark -vegetation", i Lestander (red.) (1991).

Jenkins, M. (1992): "Species extinction", i IUCN (1992).

Jernelöv, A. (1992): *Miljöskulden*. SOU 1992:58.

Jernelöv, A., Kågesson, P. (1992): *Biologisk mångfald i Sverige. Hur klarar vi uppdraget?* Miljövårdsberedningens rapp. 1992:3.

Jickells, T.D. m.fl. (1990): "Marine environment", i Turner m.fl. (ed.) (1990).

Johannesson, M. m.fl. (1992): "Economic evaluation of drug therapy. A review of the contingent valuation method", *Pharmaco Economics 1*(5), 325-337.

Johansson, P.-O., Zavisic, S. (1989): "Svenska folkets miljöbudget", *Ekonomisk Debatt 6/89*, 472-474.

Johansson, T.B. (1993), pers. medd.

Johansson, T.B. m.fl. (ed.) (1989): *Electricity*. Lund University Press, Lund.

Johansson, T.B. m.fl. (ed.) (1993): *Renewable energy*. Island Press, Washington DC.

Johansson, T.B., Swisher, J.N. (1993): "Perspectives on bottom-up analyses of costs of carbon dioxide emissions reductions", OECD Conf. Climate Change, 14-16 June 1993, Paris.

Johnsen, S.J. m.fl. (1992): "Irregular glacial interstadials recorded in a new Greenland ice core", *Nature 359*, 311-313.

Jones, T. (1993): "Operational criteria for joint implementation", OECD Conf. Climate Change 14-16 June, 1993.

Jouzel, J. m.fl. (1987): "Vostok ice core: A continuous isotope temperature record over the last climatic cycle (160,000 years)", *Nature 329*, 403-408.

Kahneman, D. m.fl. (1982): *Judgment under uncertainty: Heuristics and biases*. Cambridge. University Press, Cambridge.

Kahneman, D., Knetsch, J.L. (1991): Valuing public goods: The purchase of moral satisfaction", *Journal of Environmental Economics and Management,* vol. 22, 55-70.

Kane, S. m.fl. (1991): *Climate change. Economic implications for world agriculture*. Agric. Econ. Rep. No. 647, Economic Research Service, United States Department of Agriculture, Washington D.C.

Kardell, L. (1980): *Skog för fritid*. ALA nr 5, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Karl, T.R., Jones, P.D. (1989): "Urban bias in area-averaged surface air temperature trends", *Bull. Amer. Meteorol. Soc 70, 265-270.*

Karl, T. m.fl. (1988): "Urbanization: Its detection and effect in the United States climate record", *J. Climate 1*, 1099-1123.

Kates, R.W. m.fl. (1990): "The great transformation", i Turner m.fl. (ed.) (1990).

Kaya, K. m.fl. (eds.) (1993): *Costs, impacts and benefits CO_2 mitigation.* IIASA, Coll. Paper CP-93-2, Laxenburg.

Kiehl, J.T., Briegleb, B.P. (1993): "The relative roles of sulfate aerosols and greenhouse gases in climate forcing", *Science 260*, 311-314.

Kriström, B. (1990): *Valuing environmental benefits using the contingent evaluation method*. Umeå Econ. Studies No. 219, University of Umeå.

Kriström, B., Wibe, S. (1990): *En effektiv miljöpolitik*. Bil. 6 till LU 92.

Kuo, C. m.fl. (1990): "Coherence established between atmospheric carbon dioxide and global temperature", *Nature 343*, 709-714.

Kyrklund, B. (1990): "The potential of forests and forest industry in reducing excess atmospheric carbon dioxide", *Unasylva 163*, vol. 41, 12-14.

Kågeson, P. (1993): *Miljö och ekonomi i samspel*. Naturskyddsföreningens Förlag, Stockholm.

Lestander, T. (red.) (1991): *Växthuseffekten - inverkan på jord- och skogsbruk*. Aktuellt från lantbruksuniversitetet 400, Uppsala.

Levin, S.A. (1992). "The problem of pattern and scale in ecology", *Ecology 73* (6), 1943-1967.

Linder, S. (1991): "Hur påverkas ekologiska processer och virkesproduktion av ökad koldioxidhalt och förhöjd temperatur?", i Lestander (red.) (1991).

Lindström, M. (1993), Sveriges ständiga representation i Genève, pers. medd.

Lindzen, R. (1993): "Climate dynamics and global change", *Ann. Rev. Fluid Mech.* (in press).

Lorenz, E.N. (1963): "Deterministic nonperiodic flow", *J. Atmos. Sci. 20*, 130-141.

Lorenz, E.N. (1969): "The predictability of a flow which possesses many scales of motion", *Tellus 21*, 289-307.

Lovelock, J.E. (1979): *Gaia. A new look at life on Earth*. Oxford University Press, Oxford.

Lovelock, J.E. (1991): "Geophysiology - The science of Gaia", i Schneider & Boston (eds.) (1991).

Low. P. (ed.) (1991): *International trade and the environment*. World Bank Disc. Paper no 159.

Lowi, M.R. (1992): "West Bank water resources and the resolution of conflict in the Middle East", Occ. Paper Series on *Environmental Change and Acute Conflict*, University of Toronto.

Lucas, R.E.B. (1991): "Economic development, environmental regulation, and the international migration of toxic industrial pollution", i Low (ed.) (1991).

MacArthur, R.H., Wilson, E.O. (1963): "An equilibrium theory of insular biogeography", *Evolution 17,* 373-387.

MacCracken, M.C. (1992): "The challenge of identifying greenhouse-gas induced climatic change", i Ojima (ed.) (1992).

Mahlman, J.D., Umscheid, L.J. (1993): "Comprehensive modelling of the middle atmosphere:...", i *Transport processes in the middle atmosphere*. Reidel, Dordrecht (under tryckning).

Manabe, S., Stouffer, R.J. (1988): "Two stable equilibria of a coupled ocean-atmosphere model", *J. Clim. 1*, 841-866.

Manne, A.S. (1993): "International trade: The impacts of unilateral carbon emission limits", OECD Conf. Climate Change 14-16 June, Paris.

Manne, A.S., Richels, R.G. (1992): *Buying greenhouse insurance: The economic costs of carbon dioxide emission limits*. MIT Press, Cambridge, Mass.

Marland, G. m.fl. (1988-90): *Estimates of CO_2 emissions from fossil fuel burning and cement manufacturing using the United Nations energy statistics and the U.S. Bureau of Mines cement manufacturing data* (cit. i Hayes & Smith). NDP030, Oak Ridge National Lab. Oak Ridge.

Martin, J.H. m.fl. (1990): "Iron in Antarctic waters", *Nature 345*, 156-158.

Martin, J.P. m.fl. (1992): "The costs of international agreements to reduce CO_2 emissions: Evidence from GREEN", *OECD Economic Studies No. 19*, Winter 1992.

Mattsson, L., Li, Ch. (1993): "The non-timber value of Swedish forests", *Scand. J. For. Res. 8*, 426-434.

McCaffrey, S.C. (1993): "Water, politics, and international law", i Gleick (ed.) (1993).

McKibbin, W.J. & Wilcoxen, P.J. (1992): *G-cubed: A dynamic multi-sector general equilibrium model of the global economy*. Brookings Disc. Papers no. 98, Washington D.C.

McKibbin, W.J., Wilcoxen, P.J. (1993): *The global consequences of regional environmental policies: An integrated macroeconomic, multi-sectoral model*. Brookings Inst., Washington D.C.

Melillo, J.M. m.fl. (1990): "Effects on ecosystems", IPCC (1990 a).

Miljödepartementet (1993): *Finansiering av kalkningsåtgärder*. Miljö- och naturresursdepartementet, Stockholm.

Mills, E. m.fl. (1991): "Getting started:...", *Energy Policy 19* (6), 526-542.

Mintzer, I.M. (ed.) (1992): *Confronting climate change*. Cambridge University Press, Cambridge.

Mitchell, J.F.B. m.fl. (1990): "Equilibrium climate change", i IPCC (1990 a).

Molander, P. (1982): *Comments on "The optimal extraction rate ..." by R.S. Pindyck*. Stencil, Försvarets Forskningsanstalt, Stockholm.

Molander, P. (1992): *Frihandeln ett hot mot miljöpolitiken – eller tvärtom?* Rapport till ESO, Ds 1992:12.

Morowitz, H.J. (1991): "Balancing species preservation and economic considerations", *Science 253*, 752-754.

Morrell, J.F. (1986): "A review of the record", *Regulation*, Nov.-Dec., 25-34.

Moulton, R.J., Richards, K.R. (1990): *Costs of sequestering carbon through tree planting and forest management in the United States.* USDA Forest Service, Washington D.C.

Myers, N. (1988): "Threatened biotas: 'Hot-spots' in tropical forests", *The Environmentalist 8*, 187-208, cit. i IUCN (1992).

Myers, N. (1990): "The biodiversity challenge: Expanded hot-spots analysis", *The Environmentalist 10*, 243-256, cit. i IUCN (1992).

Myers, N. (1991): "Environment and security", *Foreign Policy 81*, 23-41.

NAPAP (1991): *Acidic Deposition: State of Science and Technology.* National Acid Precipitation Assessment Program, Washington D.C.

NAS (1991): *Policy implications of greenhouse warming.* National Academy Press, Washington D.C.

Natural Resources, Growth and Development (1990). Praeger, New York.

Newbery, D.M. (1991): "Comments", i Dornbusch & Poterba (1991).

Nicolis, C., Nicolis, G. (1984): "Is there a climate attractor?", *Nature 311*, 529-532.

Nordhaus, W. (1991): "To slow or not to slow: The economics of the greenhouse effect", *The Economic Journal 101*, 920-937.

Norgaard, R.B., Howarth, R.B. (1991): "Sustainability and discounting the future", i Costanza (ed.) (1991).

NRC (1983): *Changing climate.* Report of the carbon dioxide assessment committee. Nat. Res. Council, Washington D.C., cit. i NAS (1991).

NUTEK (1993): *Energiläget 1993.* Stockholm.

OECD (1981): *The costs and benefits of sulphur oxide control*. OECD, Paris.

OECD (1985): *The macro-economic impact of environmental expenditure*. OECD, Paris.

OECD (1992 a): *Climate change. Designing a practical tax system*. OECD, Paris.

OECD (1992 b): *Climate change. Designing a tradeable permit system*. OECD, Paris.

Ojima, D. (ed.) (1992): *Modeling the Earth system*. UCAR/Office for Interdisciplinary Earth Studies, Boulder, Col.

Olson, M. (1965): *The logic of collective action*. Harvard University Press, Cambridge, Mass.

Panayotou, T., Ashton, P.S. (1992): *Not by timber alone*. Island Press, Washington D.C.

Parry, M.L. (1990): *Climate change and world agriculture*. Earthscan, London.

Parry, M.L., Swaminathan, M.S. (1992): "Effects of climate change on food production", i Mintzer (ed.) (1992).

Passaglia, E. (1986): "Economic effects of material degradation", cit. i Butlin (1991).

Pearce, D., Turner, K. (1992): *Benefits estimates and environmental decision-making*. OECD, Paris.

Peixoto, J.P., Oort, A.H. (1992): *Physics of climate*. American Institute of Physics, New York.

Penner, J.E. m.fl. (1993): *Quantifying and minimizing uncertainty of climate forcing by anthropogenic aerosols*. Rep. DOE/NBB-0092T/UC-402, Lawrence Livermore Labs.

Peng, T.-H. m.fl. (1992): "Dynamic constraints on CO_2 uptake by an iron-fertilized Antarctic", i Ojima (ed.) (1992).

Persson, R. (1993): "Trädplanteringar i u-land", i *Mark och träd från Linné till Brundtland*. Kungl. Fysiografiska Sällskapet i Lund, Lund.

Persson, T. (1993): "Gör kalken mer skada än nytta?", i Samrådsgruppen (1993).

Persson, U., Cedervall, M. (1991): *The value of risk reduction: Results from a Swedish sample survey*. IHE Working Paper 1991:6, Institutet för hälso- och sjukvårdsekonomi, Lund.

Peters, C.M. m.fl. (1989): "Valuation of an Amazonian rainforest", *Nature 339*, 655-656.

Peters, R.L., Lovejoy, T.E. (eds.) (1992): *Global warming and biological diversity*. Yale University Press, New Haven.

Petersen, E. m.fl. (1992): The transition to reduced levels of carbon emissions. Working Paper 12.6, Energy Modeling Forum, Stanford, Cal. (cit. i Weyant 1993).

Pindyck, R.S. (1981): "The optimal production of an exhaustible resource when price is exogenous and stochastic", *Scand. J. Economics 83* (2), 277-288.

Pindyck, R.S. (1991): "Irreversibility, uncertainty, and investment", *J. Econ. Literature, Vol. XXIX*, 1110-1148.

Plotkin, M., Famolare, L. (1992): *Sustainable harvest and marketing of rain forest products*. Island Press, Washington D.C.

Poterba, J.M. (1991): "Tax policy to combat global warming:...", i Dornbusch & Poterba (1991).

Prinn, R. m.fl. (1992): "Global average concentration and trend for hydroxyl radicals deduced from ALE/GAGE trichloroethane (methyl chloroform) data for 1978-1990", *J. Geophys. Res. 97* (D2), 2445-2461.

Prop. 1992/93:179. *Åtgärder mot klimatpåverkan m.m.*

Prop. 1992/93:180. En kretsloppsanpassad samhällsutveckling.

Prop. 1992/93: 226. *En ny skogspolitik.*

Prop. 1993/94:30. *Strategi för biologisk mångfald.*

Randall, D. m.fl. (1992): "Intercomparison and interpretation of surface energy fluxes in atmospheric general circulation models", *J. Geophys. Res. 97(D4)*, 3711-3724.

Raynaud, D. m.fl. (1993): "The ice record of greenhouse gases", *Nature 259*, 926-933.

Reynolds, J.F., Acock, B. (1985): "Predicting the response of plants to increasing carbon dioxide: A critique of plant growth models", *Ecological Modelling 29*, 107-129.

Rijsberman, F.R., Swart, R.J. (eds.) (1990): *Targets and indicators of climatic change*. Stockholm Environment Institute.

Rind, D. m.fl. (1989): "Can Milankovich orbital variations initiate the growth of ice sheets in a general circulation model?", *J. Geophys. Res. 94*, 12851-12871, cit. i Shine m.fl. (1990).

Robertson K. (1991): "Emissions of N_2O in Sweden - ...", *Ambio 20* (3-4), 151-155.

Rodhe, H. m.fl. (1991): "Sources and sinks of greenhouse gases in Sweden: A case study", *Ambio 20* (3-4), 143-145.

Roland, K. (1992): "From offsets to tradeable entitlements", i UNCTAD (1992).

Rood, R. (1993), Goddard Space Flight Center, Greenbelt, Maryland, pers. medd.

Rosén, M. (1991): "Hjärt- och kärlsjukdomar", i Bedecs-Högstedt, A. (utg.), *Lönar sig prevention?* SPRI 1991.

Rosenberg, N.J., Crosson, P.R. (1991): "The MINK project: A new methodology for identifying regional influences of, and responses to, increasing atmospheric CO_2 and climate change", *Environmental Conservation 18*(4), 313-322.

Ruttan, V.W. (1991): Review av Parry (1990), *Environment 33*(6), 25-29.

Samrådsgruppen (1993): *Luftföroreningar - markförsurning - skogsskador - motåtgärder*. Konferensrapport, Skånes Samrådsgrupp mot skogsskador i samarbete med Forskningsrådsnämnden, Lunds Universitet, Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen.

Sandor, R.L. (1992): "Implementation issues: Market architecture and the tradeable instrument", i UNCTAD (1992).

Sargent, C, Bass, S. (1992): "The future shape of forests", i Holmberg (ed.) (1992).

SCB (1993): *Naturmiljön i siffror*. 4. uppl. Statistiska Centralbyrån, Stockholm.

Scheraga, J.D. m.fl. (1993): "Macroeconomic modelling and the assessment of climate change impacts", i Kaya. Y. m.fl. (eds), *Costs, impacts and possible benefits of CO_2 mitigation*. IIASA Collaborative Paper Series vol. CP-93-2.

Schmalensee, R. (1993): "Comparing greenhouse gases for policy purposes", *The Energy Journal 14*:3, 245-255.

Schneider, S.H., Boston, P.J. (eds.) (1991): *Scientists on Gaia*. MIT Press, Cambridge.

Scuderi, L.A. (1993): "Solar variability and climate change:...", Dept. of Geography, Boston University (under tryckning).

Sedjo, R. (1989): "Forests to offset the greenhouse effect", *J. Forestry*, July 1989.

Sedjo, R. (1990): "The global carbon cycle: Are forests the missing link?", *J. Forestry 88*(10), 33-34.

Shah, A., Larsen, B. (1992): *Carbon taxes, the greenhouse effect, and developing countries*. Background paper for World Development Report 1992. World Bank, Washington D.C.

Shine, K.P. m.fl. (1990): "Radiative forcing of climate", i IPCC (1990).

Sjöberg, L., Ogander, T. (1994): *Att rädda liv – Kostnader och effekter*. Ds 1994:14.

Skogsstyrelsen (1993): *Skogsmarkskalkning*. Rapp. 6/1993, Skogsstyrelsen, Jönköping.

Slade, M.E. (1992): *Do markets underprice natural-resource commodities?* Background paper for World Development Report 1992. World Bank, Washington D.C.

Smil, V. (1992): "Environmental change as a source of conflict and economic losses in China", Occ. Paper Series on *Environmental Change and Acute Conflict*, No. 2, Dec. 1992, University of Toronto.

Smith, K.R. m.fl. (1993): "Greenhouse gases from biomass and fossil fuel stoves in developing countries:...", *Chemosphere 26* (1-4), 479-505.

Smith, R.J. (1988): "Private solutions to conservation problems", i Cowen, T. (ed.) (1988), *The theory of market failure*. George Mason Univ. Press, Fairfax.

SNV (1987): *Vilken miljökvalitet?* Statens Naturvårdsverk, Solna.

SNV (1990). *Luft 90*. Statens Naturvårdsverk, Solna.

SNV (1992): *Åtgärder mot klimatförändringar*. Rapp. 4120, Statens naturvårdsverk, Solna.

SNV (1993): *Ett miljöanpassat samhälle*. Rapp. 4234. Statens naturvårdsverk, Solna.

SNV (1993 b): *Biologisk mångfald*. Rapp. 4138, Statens Naturvårdsverk, Solna.

SNV (1993 c): *Försurning*. Rapp. 4132, Statens Naturvårdsverk, Solna.

SNV (1993 d): *Miljöstörningar och hälsa*. Rapp. 4139, Statens Naturvårdsverk, Solna.

SNV (1993 e): *Metallerna och miljön*. Rapp. 4135, Statens Naturvårdsverk, Solna.

SNV (1994): *Efterbehandling av förorenade områden*. PM 1994-03-18, Statens Naturvårdsverk, Solna.

SOU 1987:15. *Miljöskadefond*.

SOU 1987:44, bil.12. *Livsmedelskvalitet*.

SOU 1989:33. *Reformerad inkomstbeskattning*.

SOU 1992:76. *Skogspolitiken inför 2000-talet*.

SOU 1992:90. *Biobränslen för framtiden*.

Soulé, M.E. (1991): "Conservation: Tactics for a constant crisis", *Science 253*, 744-750.

de Steiguer, J.E. (ed.) (1992): *The economic impact of air pollution on timber markets. Studies from North America and Europe*. General Technical Rep. SE-75, Southeastern Forest Experiment Station, USDA, Asheville, N.C.

Sterner, T., Katz, K. (1990): "The value of clean air:...", *Energy Studies Review 2* (1), 39-47.

STEV (1989): *Miljöanpassade energiscenarier*. Statens Energiverk 1989:4.

STEV (1989 b): *Ett miljöanpassat energisystem*. Statens Energiverk 1989:3.

Stewart, R.B., Wiener, J. (1992): "The comprehensive approach to global climate policy. Issues of design and practicality." *Arizona J. International and Comparative Law*, Vol. 9, no. 1, 83-113.

Suhrke, A. (1993): "Pressure points: Environmental degradation, migration and conflict", Occ. Paper Series on *Environmental Change and Acute Conflict* no 3, March 1993, Univ. of Toronto.

Svensk Farmacevtisk Tidskrift (1989).

Svensson, B.H. m.fl. (1991): "Sources and sinks of methane in Sweden", *Ambio 20* (3-4); 155-160.

Synge, H: (1992): "Threatened species", i IUCN (1992).

Söderberg, U. (1991): "The relation between increment and defoliation for Scots pine and Norway spruce in Sweden", IUFRO and ICP-Forests workshop on monitoring, Prachatice, CSFR, 1991.

Taylor, K. m.fl. (1993): "The ' flickering switch' of late Pleistocene climate change", *Nature 361*, 432-436.

TFB (1990): *Ett miljöanpassat transportsystem*. Transportforskningsberedningen 1990:14.

Tietenberg, T. (1992): "Relevant experience with tradeable entitlements", i UNCTAD (1992).

Tietenberg, T. (1992 b): "Implementation issues: A general survey", i UNCTAD (1992).

Tuchman Matthews, J. (1989): "Redefining security", *Foreign Affairs 68* (2), 162-177.

Turkenburg, W. (1993): Föredrag vid IEA:s Workshop Paris 29-30 nov. 1993.

Turner, B.L. II m.fl. (ed.) (1990): *The Earth as transformed by human action. Global and regional changes in the biosphere over the past 300 years*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

UKDE (1989): *An evaluation of energy related greenhouse gas emissions and measures to ameliorate them. Energy Paper no. 58*, HMSO, London.

Umaerus, V. (1991): "Kommer växtsjukdomar att bli vanligare?", i Lestander (red.) (1991).

UNCTAD (1992): *Combating global warming. Study on a global system of tradeable carbon emission entitlements.* United Nations, New York.

United Nations (1993): *Long-range world population projections: Two centuries of population growth, 1950-2150.* United Nations, New York (cit. i World Resources Institute 1992).

Vane-Wright, R.I. (1992): "Genetic diversity", I IUCN (1992).

Vattenfall (1991 a): *Från mätare till människa.* Delrapport från Uppdrag 2000.

Vattenfall (1991 b): *Från möjlighet till marknad.* Slutrapport från Uppdrag 2000.

VTI (1992): *Framtida transporter i Sverige.* Notat 117, Väg- och Trafikinstitutet, Linköping.

Warrick, R.A., Oerlemans, H. (1990): "Sea level rise", i IPCC (1990 a).

Warrick, R.A., Rahman, A.A. (1992): "Future sea level rise: Environmental and socio-political considerations", i Mintzer (ed.) (1992).

Watson, R.T. m.fl. (1990): "Greenhouse gases and aerosols", i IPCC (1990).

Webb, T. (1992): "Past changes in vegetation and climate: Lessons for the future", i Peters & Lovejoy (eds.) (1992).

Webster, P. (1993), Program for Atmospheric and Ocean Sciences, University of Colorado, pers. medd.

Weyant, J.P. (1993): "Costs of reducing global carbon emissions", *J. Economic Perspectives* 7 (4), 27-46.

Whalley, J., Wigle, R. (1991): "The international incidence of carbon taxes", i Dornbusch & Poterba (1991).

Wheeler, D., Martin, P. (1991): "Prices, policies and the international diffusion of clean technology: The case of wood pulp production", i Low (ed.) (1991).

Whitford, W.G. (1992): "Effects of climate change on soil biotic communities and soil processes", i Peters & Lovejoy (eds.) (1992).

Whitmore, T.M. m.fl. (1990): "Long-term population change", i Turner m.fl. (ed.) (1990).

Wibe, S. (1986): *Regleringar och teknisk utveckling*. Rapport till ESO. Ds Fi 1986:15.

Wibe, S. (1990): *Miljöeffekter av skattereformen*. Rapp. 91, Institutet för skogsekonomi, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå.

Wigley, T.M.L. (1991): "Could reducing fossil-fuel emissions cause global warming?", *Nature 349*, 503-506.

Wigley, T.M.L., Barnett, T.P. (1990): "Detection of the greenhouse effect in the observations", i IPCC (1990).

Wigley, T.M.L., Kelly, P.M. (1990): "Holocene climatic change, ^{14}C wiggles and variations in solar irradiance", *Phil. Trans. R. Soc. Lond. A 330*, 547-560.

Wigley, T.M.L. m.fl. (1992): "Indices and indicators of climatic change:...", i Mintzer (ed.) (1992).

Wilson, D., Swisher, J.L. (1993): "Exploring the gap: Top-down versus bottom-up analyses of the cost of mitigating global warming", *Energy Policy 21* (3), 249-263.

Wilson, E.O. (1992): *The diversity of life*. Belknap, Harvard, Cambridge, Mass.

Wilson, E.O. (1993), pers. medd.

Wittwer, S.H. (1985): "Carbon dioxide levels in the biosphere: Effects on plant productivity", i *CRC Critical Reviews in Plant Sciences, vol. 2* (3), 171-198.

Woillard, G.M., Mook, W.G. (1982): "Carbon-14 dates at Grande Pile:...", *Science 215*, 159-161.

Woodward, F.I. m.fl. (1991): "The effects of elevated concentrations of carbon dioxide on individual plants, populations, communities and ecosystems", *Annals of Botany 67* (suppl. 1), 23-38.

World Bank (1984): *World Development Report 1984*. World Bank/Oxford University Press.

World Bank (1992): *World Development Report 1992*. World Bank/Oxford University Press.

World Bank (1993): *World Development Report 1993*. World Bank/Oxford University Press.

World Resources Institute (1992): *World Resources 1992-93*. WRI, Washington D.C.

Zalm, G. (1991): "Comments", i Dornbusch & Poterba (1991).

Zimmerman, B.L., Bierregard, R.O. (1986): "Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. *J. Biogeography 13*, 137-143.

Åkerman, J. (1989): "Hushållens värdering av hälsorisker från radon i bostäder", *Ekonomisk Debatt 13* (3), 215-221.

Åström, S. (1972): Cit. i *Ambio, Vol. XXI, No 1,* s. 3.

Bilagor till Långtidsutredningen 1995

Nr	Namn	Författare
1	Metoder, modeller och beräkningar	Finansdepartementet
2	Miljön som långsiktig restriktion	Per Molander
3	Omvandling och obalans – mönster i svensk ekonomisk utveckling	Lennart Schön Lunds universitet
4	Sveriges framtida befolkning	Statistiska centralbyrån
5	Sveriges ekonomiska geografi	Närings- och teknikutvecklingsverket
6	Näringslivets tillväxtförutsättningar till 2010	Närings- och teknikutvecklingsverket
7	Investeringarnas utveckling	Lennart Erixon Stockholms universitet
8	Arbetslösheten och arbetsmarknadens funktionssätt	Per-Anders Edin Bertil Holmlund Uppsala universitet
9	Finanspolitik, konjunkturer och ekonomisk integration	Henry Ohlsson Uppsala universitet Anders Vredin Handelshögskolan i Stockholm
10	Teknologiska system och ekonomisk tillväxt	Bo Carlsson Case Western ReserveUniversity Cleveland Pontus Braunerhjelm Industriens utredningsinstitut
11	Svenskt näringslivs teknologiska specialisering	Närings- och teknikutvecklingsverket
12	Samspelet mellan den finansiella och den reala ekonomin	Lars Ljungqvist University of Wisconsin
13	Svenskt och internationellt konjunkturbeteende	Michael Bergman Lunds universitet Lars Jonung Handelshögskolan i Stockholm
14	Penningpolitiska alternativ för Sverige	Lars E O Svensson Stockholms universitet
15	Den offentliga skulden	Mats Dillén Klas-Göran Larsson Jens Matthiessen

KUNGL. BIBLIOTEKET STOCKHOLM

Dagligen nås vi av rapporter om lokala och globala miljöproblem. Men hur stora är egentligen dessa problem? Vilka restriktioner på den ekonomiska politiken kan på längre sikt förväntas härröra från miljöområdet?

Rapporten försöker på basis av tillgänglig kunskap uppskatta miljöproblemens storleksordning. Den analyserar också för ett urval av de större miljöfrågorna vilka krav som den långa sikten ställer på beslutens utformning, liksom hur kostnaderna för åtgärder kan eller bör fördelas. Under förutsättning att den förda politiken blir effektiv, blir kostnaderna för att omhänderta de i dag kända miljöproblemen enligt rapportens bedömning måttliga.

Per Molander, tekn. dr och sakkunnig vid Finansdepartementet, forskar för närvarande kring klimatfrågan vid Stockholms Universitet.

FRITZES
Postadress: 10647 Stockholm
Fax 08-205021, Telefon 08-690 90 90

ISBN 91-38-13781-X
ISSN 0375-250X