

**Kort: Seas of Europe from North to South and from West to East in Danish**

Ishavet  
Barentshavet  
Norskehavet  
Den Botniske Bugt  
Finske Bugt  
Atlantehavet  
Nordsøen  
Skagerrak  
Kattegat  
Østersøen  
Den Engelske Kanal  
Biscayabugten  
Sortehavet  
Det Kaspiske Hav  
Gibraltarstrædet  
Middelhavet - Det Tyrrenske Hav  
    Adriaterhavet  
    Joniske Hav

**Europas miljø:  
Anden samlede vurdering**

Rapport om ændringerne i det paneuropæiske miljø som en opfølgning af 'Europas miljø: Dobris-rapporten' (1995). Rapporten er udarbejdet efter anmodning fra miljøministrene for hele Europa med henblik på den fjerde miljøministerkonference i Århus i juni 1998.

Kontoret for De Europæiske Fællesskabers Officielle Publikationer  
Elsevier Science Ltd

Det Europæiske Miljøagentur

Europas miljø

**MEDDELELSE TIL LÆSERNE**

Hverken Europa-Kommissionen, Det Europæiske Miljøagentur eller enkeltpersoner eller selskaber, der optræder på Kommissionens eller agenturets vegne, er ansvarlige for den anvendelse, som måtte blive gjort af informationerne i denne publikation. Publikationens indhold afspejler ikke nødvendigvis den officielle holdning hos Den Europæiske Union, EU-institutionerne eller de internationale organisationer og lande, der har bidraget til rapporten. De i publikationen anvendte betegnelser og beskrivelser er ikke udtryk for Den Europæiske Unions eller Det Europæiske Miljøagents holdning til de anførte landes, territoriers, byers, områders og myndigheders retsstilling.

**ALLE RETTIGHEDER FORBEHOLDES**

Gengivelse af denne publikation eller dele deraf er ikke tilladt uden skriftligt samtykke fra enten indehaveren af ophavsretten eller forlaget. Dette forbud gælder alle former for elektronisk eller mekanisk gengivelse, herunder fotokopiering, båndindspilning, kopiering til datalagre mv.

© Det Europæiske Miljøagentur, 1998

Kontoret for De Europæiske Fællesskabers Officielle Publikationer  
2, rue Mercier  
L-2985 Luxembourg  
ISBN xxxxx  
Katalognummer xxxxx

Elsevier Science Ltd.  
The Boulevard,  
Langford Lane,  
Kidlington,  
Oxford OX5 1GB, UK  
ISBN xxxxx

Eurostat har udarbejdet et  
statistisk kompendium  
til denne rapport  
ISBN xxxxx

Omslag og layout:  
Folkmann Design &  
Promotion

Det Europæiske Miljøagentur  
Kongens Nytorv 6  
DK-1050 København K  
Danmark  
Tlf. (+45) 33 36 71 00  
Fax (+45) 33 36 71 99  
E-mail: eea@eea.eu.int  
Hjemmeside: <http://www.eea.eu.int>

**Indholdsfortegnelse**

<b>Forord</b>	7
<b>Indledning</b>	9
<b>Bidragydere</b>	12
<b>Resumé</b>	16
<b>1. Økonomisk udvikling</b>	24
1.1. Indledning	24
1.2. Makroøkonomisk udvikling	24
1.3. Produktion	26
1.4. Forbrug	31
<b>2. Klimaændringer</b>	37
2.1. Indledning	38
2.2. Klimaændringer: indikationer og virkninger	39
2.3. Bidrag til den globale opvarmning og koncentrationer af drivhusgasser	42
2.4. Tendenser i drivhusgasemissionen	46
2.5. Drivende kræfter: energi	49
2.6. Strategier og mål	52
2.7. Fremskridt og udsigter	54
<b>3. Nedbrydning af ozonlaget i stratosfæren</b>	60
3.1. Indledning	60
3.2. Virkninger	60
3.3. Ozonlagets tilstand	62
3.4. Koncentrationer i atmosfæren	65
3.5. Produktion og emission	66
3.6. Andre kilder til ozonnedbrydning	68
3.7. Montreal-protokollen og opfølgingsforanstaltninger	68

		4 Europas miljø	
<b>4. Forsuring</b>	72		
4.1. Indledning	73		
4.2. Virkninger	74		
4.3. Tendenser i de målte koncentrationer i luften	76		
4.4. Depositioner af forsurende stoffer	77		
4.5. Emission	81		
<del>4.2-4.6.</del> Drivende kræfter: transport		82	
4.7. Indsats	90		
<b>5. Troposfærisk ozon</b>	94		
5.1. Indledning	94		
5.2. Sundheds- og miljømæssige virkninger	96		
5.3. Tendenser i ozonkoncentration i forhold til målene for luftkvaliteten	97		
5.4. Emission af ozonprækursorerprækursorer		103	
5.5. Strategier og fremskridt	104		
<b>6. Kemikalier</b>	109		
6.1. Indledning	109		
6.2. Tendenser i produktionen	111		
6.3. Tungmetaller	111		
6.4. Persistente organiske forbindelser	115		
6.5. Kemikaliers indvirkning på menneskers sundhed	120		
6.6. Modforholdsregler og muligheder	124		
<b>7. Affald</b>	130		
7.1. Indledning	130		
7.2. Tendenser i affaldsproduktionen	131		
7.3. Nye holdninger til affaldshåndtering	134		
7.4. Indsats og muligheder	140		
<b>8. Biodiversitet</b>	144		
8.1. Indledning	145		
8.2. Ændringer i biodiversiteten i Europa	145		
8.3. Drivende kræfter bag ændringer i biodiversiteten: landbrug, skovbrug, transport, infrastruktur	164		
8.4. Reaktioner på ændringer i biodiversiteten	169		

<b>9. Ferskvand</b>	179	
9.1. Indledning	180	
9.2. Vandressourcer	180	
9.3. Indvinding og brug af vand	184	
9.4. Kvaliteten af grundvandet	187	
9.5. Kvaliteten af floder og andre vandløb	191	
9.6. Vandkvaliteten i naturlige og menneskeskabte søer	196	
9.7. Tendenser for udledninger	197	
9.8. Politik og foranstaltninger til beskyttelse og forvaltning af Europas vandressourcer	202	
<b>10. Hav- og kystmiljø</b>	209	
10.1. Indledning	209	
10.2. Eutrofiering	210	
10.3. Forurening	215	
10.4. Fiskeri og fiskeopdræt	221	
10.5. Ændringer i kystområderne og kystforvaltning	225	
<b>11. Jord og jordkvalitet</b>	231	
11.1. Indledning	231	
11.2. Forurenede grunde	232	
11.3. Vand- og vinderosion	238	
11.4. Ørkendannelse	239	
11.5. <del>Saltdannelse</del> Tilsaltnings	241	
11.6. Andre former for ødelæggelser af jorden	242	
11.7. Politik, lovgivning og aftaler om jord	243	
11.8. Perspektiver	245	
<b>12. Bymiljø</b>	247	
12.1. Indledning	248	
12.2. Miljømæssig kvalitet	249	
12.3. Energi- og materialestrømme i byerne og virkningerne heraf	255	
12.4. Bymønstre	259	
12.5. Indsats og muligheder	263	

<b>13. Teknologiske og naturlige risici</b>	268
13.1. Indledning	268
13.2. Virkninger og tendenser	269
13.3. Perspektiver for en yderligere forebyggelse af uheld	274
<b>14. Integrering af miljøpolitikken og -foranstaltningerne i de samfundsøkonomiske sektorer</b>	279
14.1. Indledning	279
14.2. Sektorvis gennemgang af miljøpåvirkningerne	279
14.3. Fremskridt med integrationen	283
<b>Forkortelser</b>	286
<b>Stikordsregister</b>	289

## Forord

Denne rapport indeholder resultaterne af Det Europæiske Miljøagentur (EEA's) anden samlede vurdering af den paneuropæiske miljøtilstand. EEA's første rapport, *Dobris*-rapporten, som blev offentliggjort i 1995, fokuserede på 12 hovedproblemer i Europas miljø. *Dobris*-rapporten viste tydeligt, at mange miljøproblemer, som f.eks. sommersmog, forsuring, forringelse af jordbunden, forurenede grunde og store affaldsmængder, er fælles for alle europæiske lande.

På ministerkonferencen i Sofia blev EEA anmodet om at udarbejde en ny rapport om de fremskridt, der er gjort med hensyn til de i *Dobris*-rapporten identificerede hovedproblemer. Denne nye rapport gør det helt klart, at de politiske foranstaltninger, der er gennemført, endnu ikke har medført en væsentlig forbedring af den generelle miljøtilstand. Alt for ofte har miljøpolitikken været lagt an på udbedring af skader ("end-of-pipe"-løsninger) frem for forebyggelse. Dette har ganske vist resulteret i forbedringer på visse områder, uden dog at løse problemerne med den kraftige udbygning af infrastrukturer, produktion og forbrug. Det må ikke glemmes, at påvirkningen af miljøet hovedsagelig sker som følge af erhvervsaktiviteter, og at en bedre miljøkvalitet og mere bæredygtig udvikling stort set kun kan opnås gennem ændringer i den økonomiske aktivitet og de samfundsøkonomiske politikker.

Presset på miljøet er lettet især på de områder, hvor der er tilvejebragt en effektiv international ramme for indsatsen (som f.eks. Wienerkonventionen om beskyttelse af ozonlaget, UNECE-konventionen om grænseoverskridende luftforurening over store afstande samt protokollerne til disse konventioner). Der findes imidlertid ikke et sådant paneuropæisk instrument for f.eks. "jord og jordkvalitet", "affald" (bortset fra "farligt affald") og "kemikalier", hvilket gør det vanskeligt at vurdere problemerne.

Rapporten bekræfter, hvad der allerede blev nævnt i *Dobris*-rapporten, nemlig at der er sket en voldsom forringelse af de naturlige levesteder i Vesteuropa og - om end i mindre grad - i Sydeuropa. En retablering vil være meget omkostningskrævende, for ikke at sige umulig. Derimod skønnes omkostningerne ved at beskytte de store og næsten urørte naturområder, der stadig findes i den østlige del af Europa, at være lavere. Dette bør udnyttes af alle landene i Europa, som ved en fælles indsats kan sikre disse store europæiske naturværdier for fremtiden.

Rapporten bekræfter også, at forbedringen af miljøkvaliteten i Central- og Østeuropa og De Nye Uafhængige Stater sandsynligvis vil afhænge mere af den samfundsøkonomiske udvikling i disse lande end af miljøpolitikker og -programmer, eller - hvad angår ansøgerlandene - af hvor hurtigt og hvor godt disse evner at tilpasse sig EU's miljølovgivning.

Det er i denne forbindelse nedslående, at det i mange af de vurderinger, der gennemføres for ansøgerlandene, antages, at miljøforbedringerne skal finde sted ved afhjælpning af skete skader og ikke gennem en mere proaktiv forebyggende politik. Jeg ønsker ikke at rejse tvivl om de fremsatte skøn, som siger, at omkostningerne ved at opfylde EU's miljølovgivning vil udgøre helt op til 30-40% af de samlede tiltrædelsesomkostninger. Men jeg forstår ikke, hvorfor man ikke mere konsekvent undersøger mulighederne for at opnå et mere bæredygtigt samfundsøkonomisk udviklingsmønster. Hvorfor tages det for givet, at de centraleuropæiske lande vil følge den vestlige model og måske endog begå de samme fejl?

Den miljømæssige udfordring er en god anledning til en proaktiv indsats for at tilpasse den økonomiske politik til de krav, en udvidet Union stiller. Selv om jeg her har talt om miljøforbedringer i ansøgerlandene, er princippet det samme for *samtlig* europæiske lande. Som det blev udtrykt under Sofia-konferencen i 1995, "*befinder alle lande sig i overgangsfasen på vej mod en bæredygtig udvikling*". Såvel i Environmental Programme for Europe (EPE), Rio og Rio+5, Agenda 21-processen som i klimakonventionens Kyoto-protokol fremhæves Europas globale ansvar, et ansvar, som vil indebære væsentlige ændringer i produktions- og forbrugsmønstrene i hele Europa.



## 8 Europas miljø

Overgangen til en bæredygtig udvikling er ikke umulig, hvis vi alle bliver enige om fremgangsmåder og mekanismer. I første omgang må udviklingen gøres bæredygtig, f.eks. gennem større energi- og miljøeffektivitet, indførelse af "demand-side management" samt planlægning af mindre ødelæggende infrastrukturer. Derefter må udviklingen gøres stadig mere bæredygtig ved at koordinere den økonomiske politik og miljøpolitikken og gøre økonomien mindre materialistisk. Resultatet bør være en større livskvalitet for færre midler til gavn for alle europæere.

EEA blev etableret for at skaffe den viden, der kræves for at støtte hele Europas overgang til en bæredygtig udvikling. Meget af den viden foreligger nu. I vort nye mandat lægges der vægt på en bæredygtig udvikling. Derfor må vi nu tilpasse vor overvågnings- og dataindsamlingsindsats og ikke alene fokusere på miljøet og miljøproblemerne. Vi må også beskrive tendenserne i produktions- og forbrugsmønstrene og de hertil knyttede miljøændringer samt effektiviteten af den nuværende og fremtidige indsats. Herudover bør der udarbejdes prognoser til brug for den strategiske planlægning.

Vi har fået et begrænset mandat, og derfor indeholder denne rapport ingen detaljerede oplysninger om emner, der ligger uden for rapportens rammer, som f.eks. støj, genetisk modificerede organismer, stråling mv. Dette er imidlertid ikke ensbetydende med, at disse emner er uvæsentlige. Det bør alvorligt overvejes også at udarbejde regelmæssige statusrapporter om emner, der ikke er medtaget, enten som en del af fremtidige samlede miljøtilstandsrapporter eller som særrapporter. Vi savner især en dækkende og let tilgængelig europæisk oversigt over de teknologiske risici, der fører til udslip af radionuklider og kemikalier. En detaljeret beskrivelse af gennemførelsen og effektiviteten af EPE-programmet eller de forskellige internationale konventioner ligger også uden for denne rapports rammer. Som led i det omfattende og sammenhængende rapporteringssystem, der er ved at blive udviklet af Det Europæiske Miljøagentur, bør der også udarbejdes rapporter om disse emner og om de relevante aspekter af sektorpolitikkerne. Foreløbig koncentrerer Miljøagenturet sig om Den Europæiske Union, men arbejder på at nå frem til et fælles rapporteringssystem for hele Europa.

Denne rapport vil forhåbentlig give anledning til en bred politisk debat om de programmer, der skal iværksættes, og de mål, der skal opfyldes for at løse de vigtigste problemer. Der skal bl.a. udarbejdes sammenlignende analyser samt statusrapporter. Rapporten her er et første skridt på vejen. De næste skridt bør bidrage til at konsolidere de hidtil opnåede resultater og til at sikre støtte og finansiering med henblik på at videreudvikle det generelle overvågnings- og rapporteringssystem, der understøtter Europas miljøpolitik. Jeg er af den faste overbevisning, at Miljøagenturet ved at følge en sådan miljøpolitisk rapporteringsstrategi vil kunne yde et væsentligt bidrag til den mere proaktive miljøbeskyttelse, der er så hårdt brug for.

Domingo Jiménez-Beltrán  
Administrerende direktør  
Det Europæiske Miljøagentur

## Indledning

Denne rapport er udarbejdet af Det Europæiske Miljøagentur (EEA) til ministerkonferencen i Århus i juni 1998 og beskæftiger sig med miljøet i Europa, hvor der bor næsten 800 millioner mennesker. Europa er et meget forskelligartet kontinent, der veksler mellem tætbefolkede byområder mod vest og tyndt befolkede områder mod nord og øst, sletter og bjerge, områder med intensivt landbrug og næsten urørte naturområder. Men visse ting er fælles for hele kontinentet, herunder en række miljøproblemer, som deles af alle europæere.

For at inspirere, definere og koordinere miljøpolitikken for hele Europa igangsatte miljøministrene fra alle europæiske lande i 1991 på *Dobris*-slottet i Tjekkiet en ny proces - Miljø for Europa. Ministrene godkendte på deres andet møde i Luzern i 1993 endvidere et miljøhandlingsprogram for Central- og Østeuropa (MHP). På deres møde i Sofia i 1995 vedtog ministrene formelt et "Environment for Europe"-program (EPE) og en fælleseuropæisk strategi for biodiversitet og landskaber. Hovedemnerne på konferencen i Århus er det fremtidige EPE-program og en offentlighedskonvention for miljøområdet.

På Sofia-mødet fremlagde EEA den første paneuropæiske miljøtilstandsrapport, *Europas miljø: Dobris-rapporten*. *Dobris*-rapporten var tænkt som et referencedokument, der kunne danne grundlag for det videre arbejde med EPE. Rapporten påviste og gennemgik 12 miljøproblemer af særlig betydning for Europa. På Sofia-konferencen anmodede ministrene EEA om at udarbejde en opfølgende rapport om fremskridtene siden *Dobris*-mødet, til fremlæggelse på ministerkonferencen i Århus.

Med den foreliggende rapport har EEA imødekommet ministrenes anmodning. I rapporten fokuseres der på de samme 12 miljøproblemer som i *Dobris*-rapporten. Efter et indledende kapitel om den samfundsøkonomiske udvikling siden *Dobris*-rapportens offentliggørelse behandles hvert problem for sig i de følgende 12 kapitler. Her gennemgås udviklingen siden iværksættelsen af EPE-processen i 1991<sup>1</sup> samt miljøtilstanden, som denne har udviklet sig målt i koncentrationen af forurenende stoffer i luften, vandet og jorden samt disse stoffers *virksomheder*. Endvidere behandles hovedforureningskilderne og de bagved liggende menneskelige aktiviteter (*drivende kræfter*) samt forureningsmængden (*påvirkninger*), ligesom der redegøres for såvel den hidtil førte politik som den politik, der er ved at blive fastlagt til løsning af problemet (*reaktion*). Endelig belyses implementeringen af disse politikker og i visse tilfælde politikernes egnethed

<sup>1</sup> I praksis benyttes 1990 ofte som referenceår.

### Figur I.1

Drivende kræfter - Påvirkninger - Tilstand - Effekter - Reaktion (DPSIR-rammen)

Drivende kræfter Påvirkninger Tilstand Effekter Reaktion

Drivende kræfter som f.eks. befolkningstilvækst og økonomisk vækst, urbanisering og intensivering af landbruget fører til udledning af forurenende stoffer og andre belastninger, som påvirker miljøtilstanden og som videre kan indvirke på menneskers sundhed og livsstil og selve det fysiske miljø. Reaktionen kan være et forsøg på at påvirke selve kilden til belastningen og reducere virkningerne af belastningen eller et forsøg på at forbedre miljøtilstanden.

til at opfylde målene i EPE. I et afsluttende kapitel resumeres den generelle situation med hensyn til integrering af miljøhensyn i de beslutninger og foranstaltninger, der træffes i de vigtigste samfundsøkonomiske sektorer i Europa. Rapportens opbygning omkring ovennævnte elementer (drivende kræfter, påvirkninger osv.) er illustreret i figur I.1.

Box I.1 indeholder en oversigt over emnerne i de forskellige kapitler og over de drivende kræfter bag og virkninger af hvert miljøproblem, der er belyst i de pågældende kapitler.

Rapporten bygger hovedsageligt på data indsamlet af internationale organisationer, herunder FN, OECD, WHO, Europa-Kommissionen og Eurostat. EEA har endvidere indsamlet data gennem sine europæiske temacentre og kontakter i andre institutioner samt gennem spørgeskemaer og nationale rapporter. Manglende harmonisering af data, kommunikationsproblemer, begrænsede ressourcer og tid samt privatisering af dataindsamlingen i Østeuropa har medført en svagere dækning af landene i den østlige del af Europa end af landene i den centrale og vestlige del af Europa. På visse områder (som f.eks. affald, kemikalier samt jord og jordkvalitet) er det i alle europæiske lande vanskeligt at få adgang til data.

<b>BOX I.1: Kapitlernes indhold, drivende kræfter og hovedvirkninger</b>				
	<b>Drivende kræfter belyst i kapitlet</b>	<b>Virkninger på:</b>		<b>Det menneske- skabte miljø</b>
		<b>Folkesundheden</b>	<b>Naturen</b>	
<b>Kapitel 1: Økonomisk udvikling</b>	industri husholdninger turisme			
<b>Kapitel 2: Klimaændringer</b>	energi		økosystemreaktioner	høstudbytte kystbeskyttelse
<b>Kapitel 3: Nedbrydning af ozonlaget i stratosfæren</b>		hudcancer	akvatiske økosystemer	
<b>Kapitel 4: Forsuring</b>	transport		skove	*
<b>Kapitel 5: Troposfærisk ozon</b>		luftvejssygdomme	*	faldende høstudbytte
<b>Kapitel 6: Kemikalier</b>		forskellige	forskellige	*
<b>Kapitel 7: Affald</b>		*	*	
<b>Kapitel 8: Biodiversitet</b>	landbrug		kapitlets tema	
<b>Kapitel 9: Ferske-vand_____områder</b>		*	*	
<b>Kapitel 10: Hav- og kystmiljø</b>		*	fisk	
<b>Kapitel 11: Jord og jordkvalitet</b>		forskellige	*	*
<b>Kapitel 12: Bymiljø</b>		hovedsagelig luftvejssygdomme	*	*
<b>Kapitel 13: Teknologiske og naturlige risici</b>	skader		*	*
<b>Kapitel 14: Samfundssektorer</b>	integrationsindsats			

Note: Skovødelæggelsen er her i modsætning til *Dobris*-rapporten medtaget i kapitlet om biodiversitet. "Jord og jordkvalitet" er behandlet i et særskilt kapitel på grund af den store vægt, der tillægges dette område i EPE.

\*: = Der er virkninger, men disse behandles ikke nærmere i denne rapport, enten fordi der ikke er fremkommet nye oplysninger, eller fordi der ikke er sket fremskridt siden *Dobris*-rapporten.

Hvad angår informationsudveksling er det nødvendigt med en større harmonisering, bedre overvågning og mere dækkende miljørapportering i Europa. EEA har til en begyndelse fået gennemført sådanne forbedringer i sine medlemslande (EU samt Norge, Island og Liechtenstein). EEA tilstræber nu at få gennemført tilsvarende forbedringer i de central- og østeuropæiske lande, der modtager PHARE-støtte.

Denne rapport og dens forgænger, *Dobris*-rapporten, er vigtige skridt på vej mod regelmæssige rapporteringer om miljøtilstanden i Europa, inkl. fuldstændige DPSIR-analyser samt fremskrivninger (generelt anerkendt som hovedforudsætning for strategisk miljøplanlægning). Det næste trin i processen vil være en rapport, som især vil fokusere på en vurdering af miljøtilstanden i EU, men som også vil dække ansøgerlandene. Sidstnævnte rapport forventes færdig i begyndelsen af 1999. Det Europæiske Miljøagentur har også planer om at udgive en række særrapporter, som skal give offentligheden mulighed for at følge implementeringen af specifikke politikker på miljøområdet. Den første særrapport skulle foreligge i slutningen af 1999.

Nærværende rapport er finansieret af EEA samt af Europa-Kommissionens PHARE- og TACIS-programmer. Da den økonomiske støtte fra TACIS-programmet først var til rådighed ved udgangen af 1997, var det kun muligt at yde begrænset støtte til De Nye Uafhængige Stater. Disse lande har ligesom Kroatien, Jugoslavien, Tyrkiet, Cypern og Malta selv finansieret deres bidrag til denne rapport. Schweiz har bidraget med konsulentassistance ved dataindsamlingen. Vi er taknemmelige for disse ekstra midler og for den engagerede hjælp og støtte fra en lang række personer og institutioner (se "Bidragydere").

#### **Box I.2: Betegnelser for landegrupper i denne rapport**

I lighed med den første *Dobris*-rapport omfatter denne rapport Europa, fra Irland mod vest til Uralbjergene mod øst. I teksten og diagrammerne anvendes følgende betegnelser for landegrupper:

##### **Vesteuropa**

(EU + EFTA + Schweiz)

Belgien, Danmark, Finland, Det Forenede Kongerige, Frankrig, Grækenland, Irland, Italien, Luxembourg, Nederlandene, Portugal, Spanien, Sverige, Tyskland, Østrig + Island, Liechtenstein, Norge + Schweiz

##### **Central- og Østeuropa (CØE)**

(alle centraleuropæiske lande, De Baltiske Stater, Tyrkiet, Cypern og Malta).

Albanien, Bosnien-Hercegovina, Bulgarien, Estland, Forbundsrepublikken Jugoslavien, Kroatien, Letland, Litauen, Den Tidligere Jugoslaviske Republik Makedonien, Polen, Rumænien, Slovakiet, Slovenien, Tjekkiet, Ungarn + Tyrkiet, Cypern og Malta.

Af praktiske årsager dækker betegnelsen "**Østeuropa**" i nogle tilfælde både de central- og østeuropæiske lande og De Nye Uafhængige Stater.

##### **De Nye Uafhængige Stater (NIS) i Europa**

(ekskl. De Baltiske Stater)

Armenien, Aserbajdsjan, Georgien, Hviderusland, Moldova, Rusland og Ukraine

##### **OECD-Europa**

Belgien, Danmark, Finland, Det Forenede Kongerige, Frankrig, Grækenland, Irland, Island, Italien, Liechtenstein, Luxembourg, Nederlandene, Norge, Polen, Portugal, Schweiz, Spanien, Sverige, Tjekkiet, Tyrkiet, Tyskland, Ungarn og Østrig.

**I kapitel 9** er landeopdelingen anderledes. Se kapitel 9, box 9.1.

## **Bidragydere**

Denne rapport er udarbejdet med hjælp fra en lang række personer, som herved takkes for deres indsats. Ansvar for vurderingen ligger dog hos Det Europæiske Miljøagentur. Eventuelle udeladelser fra nedenstående liste er utilsigtede.

### **Nationale knudepunkter og andre nationale bidragydere**

*Albanien:*

Ariana Koca;

*Armenien:*

Simon R Papyan, Julietta Gabrielyan;

*Aserbajdsjan:*

A Gasanov, Fikret Djafarov;

*Belgien:*

Jan Voet, Anne Teller, Alain Derouane,

Daniel Rasse;

*Bosnien-Hercegovina:*

Ahdin Orahovac;

*Bulgarien:*

Nikola Matev;

*Cypern:*

Nicos Georgiades;

*Danmark:*

Torben Moth Iversen;

*Den Tidligere Jugoslaviske Republik Makedonien:*

Strahinja Trpevski;

*Det Forenede Kongerige:*

Paul Swallow;

*Estland:*

Leo Saare;

*Finland:*

Tapani Säynätkari;

*Forbundsrepublikken Jugoslavien:*

Jadaranko Simic;

*Frankrig:*

Cécile Rechatin, Françoise Nirascou;

*Georgien:*

Ketevan Tsereteli;

*Grækenland:*

Mata Aravantinou;

*Hviderusland:*

Alla Metelitsa;

*Irland:*

Larry Stapleton;

*Island:*

Hugi Ólafsson;

*Italien:*

Paolo Soprano, Rita Calicchia, Maria Concetta Giunta, Manlio Maggi,

Claudio Maricchiolo, Angela Spagnoletti, Marco Valentini;

*Kroatien:*

Ante Kutle;

*Letland:*

Ieva Rucevska;

*Liechtenstein:*

Petra Bockmühl;  
*Litauen:*  
Gintaras Jodinskas;  
*Luxembourg:*  
Jean-Paul Feltgen;  
*Malta:*  
Joseph Callus, Lawrence Micallef;  
*Moldova:*  
Petru Cocirta, Arcadie Capcelea, Victor Plângâu, Constantin  
Bulimaga;  
*Nederlandene:*  
Adriaan Minderhoud;  
*Norge:*  
Berit Kvæven;  
*Polen:*  
Anna Bobińska;  
*Portugal:*  
Maria Leonor Gomes;  
*Rumænien:*  
Radu Cadariu;  
*Rusland:*  
Sergey N Kuraev;  
*Schweiz:*  
Peter Grolimund, Patrick Ruch †;  
*Slovakiet:*  
Tatiana Plesnikova;  
*Slovenien:*  
Anita Velkavrh;  
*Spanien:*  
Juan Martínez Sánchez, Francisco Cadarso, Maricruz Anegón;  
*Sverige:*  
Ebbe Kvist, Stig Norström;  
*Tjekkiet:*  
Jaroslav Benes;  
*Tyrkiet:*  
Kumru Adanali, Güzin Abis;  
*Tyskland:*  
Karl Tietmann;  
*Ukraine:*  
Anatol Shmurak  
*Ungarn:*  
Györgyi Vékey;  
*Østrig:*  
Johannes Mayer;

**Bidragydere til de enkelte kapitler**

***Kapitel 1 Økonomisk udvikling***

*Koordinering*

Keimpe Wieringa, Martin Büchele (EEA)

*Forfatter*

Sibout Nooteboom (DHV Environment & Infrastructure, NL)

*Fagkonsulenter*

Nick Robins (IIED, UK); Patrick Point (Université de Bordeaux, FR); Rob Maas (RIVM, NL)

***Kapitel 2 Klimaændringer***

*Koordinering*

André Jol (EEA)

*Forfatter*

Simon Eggleston (ETC-AE/AEA National Environment Technology Centre, UK)

*Fagkonsulenter*

Pier Vellinga (Vrije Universiteit Amsterdam, NL); Mike Hulme (University of East Anglia, UK); Rolf Sartorius (Forbundsmiljøagentur, D); Knut Alfsen (Center for International Klima- & Miljøforskning, Oslo Universitet, N)

***Kapitel 3 Nedbrydning af ozonlaget i stratosfæren***

*Koordinering*

Gabriel Kielland (EEA)

*Forfattere*

Guus Velders (ETC-AQ/RIVM, NL); Geir Braathen (ETC-AQ/NILU, N); Michael Petrakis (ETC-AQ/NOA, GR); M Kassomenos (ETC-AQ/NOA, GR)

*Fagkonsulent*

Paul Crutzen (Max-Planck-Institut für Chemie, D)

***Kapitel 4 Forsuring***

*Koordinering*

Gabriel Kielland (EEA)

*Forfattere*

Erik Berge (ETC-AQ/DNMI, N); Arne Semb (ETC-AQ/NILU, N); Espen Lydersen (NIVA, N); Simon Eggleston (ETC-AE/AEA National Environment Technology Centre, UK)

*Fagkonsulent*

Per-Inge Grennfeldt (IVL, Det Svenske Miljøforskningsinstitut)

***Kapitel 5 Troposfærisk ozon***

*Koordinering*

Gabriel Kielland (EEA)



#### *Forfattere*

Jeannette Beck (ETC-AQ/RIVM, NL);  
Michal Krzyzanowski (WHO-ECEH, NL);  
Frank de Leeuw (ETC-AQ/RIVM, NL);  
Maria Tombrou (ETC-AQ/Athens Universitet,  
GR); Dimitra Founda  
(ETC-AQ/NOA, GR); Michael Petrakis  
(ETC-AQ/NOA, GR); David Simpson (ETC-  
AQ/DNMI, N)

#### *Fagkonsulenter*

Peter Builtjes (TNO, NL); Andreas Volz-  
Thomas (Forschungszentrum Jülich GmbH,  
D)

### ***Kapitel 6 Kemikalier***

#### *Koordinering*

Ingvar Andersson (EEA)

#### *Forfattere*

David Gee (EEA); Han Blok (BKH Consult-  
ing Engineers, NL)

#### *Fagkonsulenter*

Finn Bro-Rasmussen (DTU, DK); Bo Jansson  
(Stockholms Universitet, S); Philippe  
Bourdeau (Université Libre de Bruxelles, BE)

### ***Kapitel 7 Affald***

#### *Koordinering*

Anton Azkona (EEA)

#### *Forfattere*

Christine Hunter (Golder Associates, UK);  
Sion Edwards (Golder Associates, UK)  
Contributor Julian Morris (IEA, UK)

#### *Fagkonsulenter*

Cees van Beusekom (Nederlandenes Statistik);  
Leif Mortensen (Miljøstyrelsen, DK); Jan-Dieter  
Schmitt-Tegge (Forbundsmiljøagentur, D)

### ***Kapitel 8 Biodiversitet***

#### *Koordinering/forfatter*

Ulla Pinborg (EEA)

#### *Bidragydere*

Graham Tucker (Ecoscope Applied Ecolo-  
gists, UK); Karen Mitchell (IEEP, UK); Luis  
Diego (INIMA, SP); Risto Päävinen (EFI, FI)

#### *Fagkonsulenter*

Antonio Machado (SP); Eileen Buttle (UK);  
Gilbert Long (IARE, FR); Edit Kovacs-Lang  
(Ungarns Videnskabelige Akademi, UNG);  
Peder Agger (Roskilde Universitetscenter, DK)

### ***Kapitel 9 Ferske vandområder***

#### *Koordinering*

Niels Thyssen (EEA)

#### *Forfattere*

Jens Bøgestrand (ETC-IW/NERI, DK);  
Steve Nixon (ETC-IW/WRc plc, UK); Philippe  
Crouzet (ETC-IW/IOW, FR); Gwyn Rees  
(ETC-IW/IH, UK); Johannes Grath (ETC-

IW/AWW, Ø)

*Fagkonsulenter*

Michel Meybeck (Université Pierre et Marie  
Curie, FR);

Poul Harremoës (Danmarks Tekniske  
Universitet, DK);

Igor Liska (Vandforskningsinstitut, Den Slovakiske  
Republik)

### ***Kapitel 10 Hav- og kystmiljø***

#### *Koordinering*

Evangelos Papathanassiou (EEA)

#### *Forfattere*

Tor Bokn (ETC-MC/NIVA, N); Hein-Rune Skjoldal (IMR, N); Jens Skei (ETC-MC/NIVA, N); Norman Green (ETC-MC/NIVA, N); Torgeir Bakke (ETC-MC/NIVA, N); Gunnar Severinsen (ETC-MC/NIVA, N)

#### *Fagkonsulenter*

Ben van Wetering (OSPARCOM, UK); Eeva-Liisa Poutanen (HELCOM, FI); Gabriel Gabrielidis (MAP, GR); Janet Pawlak (ICES, DK); Michel Scoullou (Athens Universitet, GR)

### ***Kapitel 11 Jord og jordkvalitet***

#### *Koordinering*

Anna-Rita Gentile (EEA)

#### *Forfattere*

Sue Armstrong Brown (ETC-S/SSLRC, UK); Irene Edelgaard (ETC-S/GEUS, DK); Peter Loveland (ETC-S/SSLRC, UK); Gundula Prokop (ETC-S/UBA, Ø); José Luis Rubio (ETC-S/CIDE, SP); Martin Schamann (ETC-S/UBA, Ø)

#### *Fagkonsulenter*

Angelo Aru (Cagliaris Universitet, IT); Winfried Blum (Universitet for Landbrug og Naturlige Ressourcer, Ø); Godert van Lynden (ISRIC, NL) Michael Hamell (Kom., GD XI/D/1); Nicholas Yassoglou (NAGREF, GR)

### ***Kapitel 12 Bymiljø***

#### *Koordinering*

Ronan Uhel, Sanni Manninen (EEA)

#### *Forfattere*

Marina Alberti (Ambiente Italia); Frank de Leeuw (ETC-AQ/RIVM, NL); Nicolas Moussiopoulos (ETC-AQ/Aristotle University of Thessaloniki, GR); Sophia Papalexiou (ETC-AQ/Aristotle University of Thessaloniki, GR); Evelina Turlou (ETC-AQ/Aristotle University of Thessaloniki, GR); Rob Sluyter (ETC-AQ/RIVM, NL); Steinar Larssen (ETC-AQ/NILU, N)

#### *Fagkonsulenter*

Voula Mega (Det Europæiske Institut til Forbedring af Leve- og Arbejdsvilkårene, IRL); Liz Mills, (Kom., GD XI/D/3); Christoph Erdmenger (ICLEI, D)

### ***Kapitel 13 Teknologiske og naturlige risici***

#### *Koordinering*

David Stanners, (EEA)

*Forfattere*

Christian Kirchsteiger (E-K/FFC)

*Fagkonsulenter*

Alessandro Barisich (E-K, GD XI/C/4);

Serge Orłowski (BE)

***Kapitel 14 "Samfundsøkonomiske sektorer"  
og bidrag til andre kapitler***

*Koordinering*

Ronan Uhel (EEA)

*Forfattere*

David Gee (EEA); David Wilkinson (IEEP,  
UK)

*Fagkonsulenter*

Nick Robins (IIED, UK); Patrick Point  
(Université de Bordeaux, FR); Rob Maas  
(RIVM, NL)

**Dataindsamling og -behandling,  
kort og diagrammer**

***EEA:***

Sofia Vaz, Sanni Manninen, Frederik  
Frydenlund, Patrick Ruch †

***EEA/Phare:***

Adriana Gheorghe

***ETC/Naturbevarelse:***

Juan Manuel de Benito, Sophie Condé

***ETC/Hav- og kystmiljø:***

Tor Bokn, Hein-Rurne Skjodal, Giulio Izzo,  
Frank van der Valk, Riccardo Ceccarelli,  
Antonella Signorini

***ETC/Udledninger til luften:***

Dietmar Koch, Tim Murrells

***ETC/Ferskvand:***

Jens Bøgestrand, Philippe Crouzet, Steve  
Nixon, Gwyn Rees, Claudia Koreimann

***ETC/Landdække:***

Rolf Bergström

***ETC/Jord:***

José Luis Rubio, Andreas Scheidleder, Peter  
Loveland

***ETC/Luftkvalitet:***

Roel van Aalst, Sofia Papalexioiu, Evelina  
Tourelou, Rob Sluyter, Inga Fløysand,  
Jozef Pacyna, Jerzy Bartnicki

***Det Europæiske Skovinstitut (Finland):***

Risto Päivinen

***Danmarks Miljøundersøgelser:***

Peter Kristensen

***UNEP/GRID Warszawa:***

Marek Baranowski, Maria Andrzejewska

***UNECE, Schweiz:***

Dimitra Ralli

***OECD:***

Myriam Linster

***Eurostat:***

John Allen, Leo Vasquez, Theo van Cruchten

***ICES:***

Jan René Larsen, Harry Dooley, Janet Pawlak

***WHO:***

Alexander Kuchuk, Kees Huysmans

***Planistat, Frankrig:***

Arnaud Comolet, Tatiana Kadyshevskaya

***Koordinering og redigering***

Peter Bosch; Peter Saunders; Ronan Uhel;  
David Stanners; David Gee; Ebbe Hindahl;  
Jock Martin; Paddy Smith; Lois Williamson;  
Julia Tierney

**Resumé**

(in margin: PROBLEMER)

Tabel 1 giver i oversigtsform en vurdering af de fremskridt, der er gjort inden for de seneste ca. fem år for hvert af de 12 miljømæssige hovedproblemer, der er identificeret i *Dobris*-rapporten og evalueret i denne rapport.

Der skelnes i tabellen mellem fremskridt på det politiske område og på miljøområdet - som undertiden sækker agterud i forhold til den politiske udvikling. Informationsgrundlaget for vurderingen er mere pålideligt for nogle problemområder end for andre, og grundlaget er især svagt hvad angår kemikalier, biodiversitet og bymiljø. Det "neutrale tegn" ud for den politiske udvikling vedrørende troposfærisk ozon er således baseret på mere solide informationer og et bedre kendskab til forholdene end den samme markering ud for kemikalier, hvor varierende opfattelser af de underliggende problemer og alvorlige datamangler har vanskeliggjort vurderingen.

Tabel 1

Miljømæssige hovedproblemer	FREMSKRIDT politikker	FREMSKRIDT miljøtilstand
Klimaændringer		
Nedbrydning af ozonlaget i stratosfæren		
Forsuring		
Troposfærisk ozon		
Kemikalier		
Affald		
Biodiversitet		
Ferskvand		
Hav- og kystmiljø		
Jord og jordkvalitet		
Bymiljø		
Teknologiske og naturlige risici		

**Tegnforklaring:**

Positiv udvikling på det politiske område eller med hensyn til miljøtilstanden

En vis miljøpolitisk udvikling, men utilstrækkelig til at tage højde for hele problemets omfang (herunder utilstrækkelig geografisk dækning). Ringe eller ingen ændring i miljøtilstanden. Kan også angive usikker eller forskellig udvikling i de forskellige områder

Ringe udvikling på det miljøpolitiske område eller ugunstig udvikling i miljøtilstanden. Kan også angive vedvarende høj belastning eller dårlig miljøtilstand.

[in margin: luftforurening]

De store bestræbelser, der i en årrække er blevet udfoldet for at koordinere indsatsen i og uden for Europa for at reducere miljøskadelig emission og forbedre luftkvaliteten, har i de fleste europæiske lande ført til en væsentlig reduktion af emissionen af en række stoffer, som udgør en fare for miljøet og menneskers sundhed. Emissionen er reduceret for svovldioxid, bly og ozonnedbrydende stoffer, hvorimod fremskridtene har



Tabel 2: Fremskridt

	Situationen i:			Mål	Målindeks (år)	Fremskridt
	1985	1990	1995			
1990=100						
<u>Klimaændringer</u>						
CO <sub>2</sub> -emission				UNFCCC-mål om stabilisering af CO <sub>2</sub> -emissionen på 1990-niveau i år 2000 (præ-Kyoto). Se tekst for Kyoto-mål.		<b>Mål opfyldt, se tekst</b>
<i>Vesteuropa</i>	97	100	97		100 (2000)	
<i>CØE</i>	..	100	80		100 (2000)	
<i>NIS</i>	..	100	81		100 (2000)	
<u>Udtynding af ozonlaget i stratosfæren</u>						
CFC-produktion				CFC11, 12, 113, 114, 115 med hensyn til ozonnedbrydende potentiale. Mål: udfasning af CFC'er pr. 01.01.95, bortset fra produktion og anvendelse af vital betydning, for at udviklingslandene kan dække deres basale behov. Værdi i 1996: 12.		<b>Mål opfyldt</b>
<i>EU</i>	160	100	11		0 (1995)	
<u>Forsuring</u>						
SO <sub>2</sub> -emission				Anden CLRTAP-svovlprotokol- mål.		<b>Nås sandsynligvis</b>
<i>Vesteuropa</i>	119	100	71		60 (2000)	
<i>CØE</i>	118	100	66		70 (2000)	
<i>NIS</i>	131	100	62		90 (2000)	
<i>NOx-emission</i>				Første CLRTAP-NOx-protokol-mål: stabilisering på 1987-niveau, EU-mål: 30% reduktion i forhold til 1990-niveau.		<b>Usandsynligt</b>
<i>Vesteuropa</i>	93	100	91		70 (2000)	
<i>CØE</i>	104	100	72		105 (1994)	
<i>NIS</i>	..	100	67		99 (1994)	
<i>VOC- emission</i>				CLRTAP VOC-protokol-mål, ekskl. naturlig emission.		<b>Usandsynligt</b>
<i>Vesteuropa</i>	97	100	89		70 (2000)	
<i>CØE</i>	-	100	81		70 (1999)	
<i>NIS</i>	-	100	70		70 (1999)	

**Note:** Der foreligger kun NIS-data for 4 lande (Hviderusland, Moldova, Rusland og Ukraine). CLRTAP= UNECE's konvention om grænseoverskridende luftforurening over store afstande. Selv om evalueringen omfatter hele området, gælder målene kun for lande, som er tilsluttet konventionerne.

været mindre for kvælstofoxider og ikke-metanholdige flygtige organiske forbindelser (NMVOC'er).

I Vesteuropa skyldes denne udvikling hovedsagelig gennemførelsen af emissionsbegrænsende politikker, strukturelle ændringer i industriproduktionen samt anvendelsen af renere brændstof. I Central- og Østeuropa overgås virkningerne af forureningsbekæmpende foranstaltninger af den voldsomme nedgang i energiforbruget og industriproduktionen efter de strukturelle omlægninger af økonomien, som har ført til betydelige reduktioner i input og emission.

Tabel 2 viser fremskridtene med hensyn til reduktion i emission af luftforurenende stoffer. Kun for de i tabellen nævnte stoffer er der i konventioner og protokoller fastsat kvantitative mål på paneuropæisk plan.

På trods af de fremskridt, der fremgår af tabel 2, skal emissionen af flere af de nævnte luftforurenende stoffer reduceres yderligere, hvis såvel de allerede fastsatte som de planlagte mål skal nås. Størstedelen af de hidtil opnåede reduktioner skyldes økonomiske ændringer og foranstaltninger rettet mod store forureningskilder i *industri- og energisektoren*. Bortset fra emissionen af bly fra benzin er det ikke lykkedes at reducere emissionen fra diffuse kilder som *transport og landbrug* særlig meget; disse kilder er i sagens natur vanskeligere at få under kontrol, da dette kræver større integration mellem miljøpolitikken og andre politikker.

## 18 Europas miljø

(in margin: klimaændringer)

Der er ganske vist opnået en vis reduktion af emissionen af drivhusgasser (den samlede emission af kuldioxid i Europa faldt med 12% og i Vesteuropa kun med 3% mellem 1990 og 1995), men dette skyldes for en stor del ændringer i økonomien som f.eks. lukningen af sværindustrier i Østeuropa og anvendelsen af gas til elproduktion i stedet for kul i nogle vesteuropæiske lande.

*Energiforsyningssektoren* er den væsentligste kilde til kuldioxidemissionen (35% i 1995), mens henholdsvis *industri-, transport-, og husholdnings- + handelssektoren* stort set bidrager lige meget hertil (omkring 20 % hver). Ifølge Kommissionens seneste "business as usual"-scenario kan der i EU forventes en stigning på 8% i kuldioxidemissionen mellem 1990 og 2010, hvilket står i stærk kontrast til det mål om en 8% reduktion (for en "pakke" bestående af seks gasser, herunder kuldioxid), som blev fastsat i Kyoto i december 1997. Det er klart nødvendigt med en indsats på alle niveauer og for alle de relevante økonomiske sektorer, hvis Kyoto-målet skal kunne opfyldes.

(in margin: nedbrydning af ozonlaget)

Gennemførelsen af Montreal-protokollen og de efterfølgende udvidelser af protokollen har reduceret den globale produktion og emission af ozonnedbrydende stoffer med 80-90%. En tilsvarende reduktion er opnået i Europa.

Det vil imidlertid tage mange årtier, før de stratosfæriske ozonniveauer gendannes som følge af den vedvarende forekomst af ozonnedbrydende stoffer i de øvre lag af atmosfæren. Dette faktum understreger vigtigheden af at reducere emissionen af de resterende ozonnedbrydende stoffer (HCFC'er, methylbromid) og sikre, at de eksisterende foranstaltninger håndhæves for derved at fremskynde gendannelsen af ozonlaget.

(in margin: forsurening)

Der er siden *Dobris*-rapporten gjort visse fremskridt med hensyn til forsureningsproblemet, hovedsagelig som et resultat af den fortsatte reduktion af svovldioxidemissionen (50% mellem 1980 og 1995 for Europa som helhed). Emissionen af kvælstofoxider og ammoniak er faldet med 15%. I omkring 10% af Europas landbrugsområder er niveauet for sure depositioner stadig for højt. Hvad angår  $\text{NO}_x$ -emissionen fra transport, har miljøpolitikken ikke fulgt med stigningen i transporten - stigningen i antallet af biler og kørte km opvejer fordelene ved tekniske forbedringer som f.eks. renere motorer og indførelse af katalysatorer i personbiler. *Transportsektoren* er derfor ved at blive den største kilde til emission af kvælstofoxider. Det store vækstpotentiale i den private transport i de central- og østeuropæiske lande og De Nye Uafhængige Stater vil sandsynligvis forværre problemet yderligere.

(in margin: troposfærisk ozon og sommersmog)

På trods af den stigende trafik i Europa er der mellem 1990 og 1995 sket en betydelig reduktion (14%) i emissionen af ozonprækursorerprækursorer i Europa som helhed gennem en kombination af kontrolforanstaltninger i forskellige sektorer og økonomisk omstrukturering i Østeuropa. Fænomenet sommersmog, forårsaget af høje ozonkoncentrationer i troposfæren, er dog stadig hyppigt forekommende i mange europæiske lande og udgør en fare for menneskers sundhed og plantevæksten.

En væsentlig reduktion af emissionen af  $\text{NO}_x$  og NMVOC på hele den nordlige halvkugle er stadig nødvendig for at kunne opnå en mærkbar reduktion af ozonkoncentrationerne i troposfæren. Det næste skridt efter  $\text{NO}_x$ -protokollen til UNECE-konventionen om grænseoverskridende luftforurening over store afstande (CLRTAP)

fra 1988 vil være en multistof-/multieffekt-protokol rettet mod

fotokemisk forurening, forsurening og eutrofiering. Denne protokol forventes at være klar til vedtagelse i 1999 og vil sandsynligvis tage sigte på kraftigere emissionsreduktioner. Emissionen fra den hurtigt voksende *transportsektor*, som er den største kilde til NO<sub>x</sub>-emissionen i Europa som helhed og til NMVOC-emissionen i Vesteuropa, vil være særlig vanskelige at kontrollere.

I Østeuropa er *industrien* stadig den største kilde til NMVOC-emission, men den situation kan tænkes at blive ændret i takt med den forventede stigning i transporten.

(in margin: kemikalier)

På grund af det meget store antal kemikalier, der er i brug, og manglen på viden om deres vej gennem og ophobning i miljøet og virkninger på mennesker og miljø, hersker der stadig usikkerhed om, hvor stor en trussel de forskellige kemikalier udgør for miljøet og menneskers sundhed.

Som følge af vanskeligheden med at vurdere toksiciteten af de mange potentielt skadelige kemikalier, der er i brug eller er sluppet løs (og af blandinger af dem) tager nogle af de nuværende kontrolstrategier sigte på at nedbringe kemikaliebelastningen i miljøet (og dermed eksponeringsbelastningen) gennem indstilling eller begrænsning af anvendelsen af kemikalierne og emissionen fra disse. Nye instrumenter som frivillige begrænsningsprogrammer og registre over forurenende emission vies stigende opmærksomhed.

(in margin: affald)

Den samlede affaldsproduktion skønnes at være steget med næsten 10% mellem 1990 og 1995. En del af denne anslåede stigning kan dog være et resultat af en forbedret affaldsovervågning.

I de fleste lande er den mest fremherskende form for affaldshåndtering stadig den billigste, nemlig anbringelse på lossepladser. Minimering og forebyggelse af affaldsproduktionen anerkendes i stigende grad som mere ønskværdige løsninger på affaldsproblemet, men der kan endnu ikke noteres generelle fremskridt i den retning. Genanvendelse ser ud til at have størst succes i lande med en veludviklet affaldshåndtering.

Blandt de prioriterede mål i de central- og østeuropæiske lande og i De Nye Uafhængige Stater er en forbedring af den kommunale affaldshåndtering gennem en mere omfattende affaldssortering og bedre lossepladsforvaltning, indførelse af genanvendelsesinitiativer på lokalt plan samt ikke alt for omkostningskrævende afværgeforanstaltninger og indkapsling af affaldet på udvalgte deponeringspladser.

(in margin: biodiversitet )

Den samlede belastning af biodiversiteten fra menneskets aktiviteter (intensivt *landbrug*, *skovbrug*, *urbanisering* og *infrastrukturudvikling* og *forurening*) er steget siden offentliggørelsen af *Dobris*-rapporten.

Den øgede belastning skyldes den stigende tendens til stordrift inden for landbrug og skovbrug, opsplittning af landskabet (resulterende i isolering af naturlige levesteder og arter), kemikalier, vandindvinding, forstyrrelse af levestederne og tilkomst af fremmede arter. Der er iværksat mange nationale og internationale naturbeskyttelsesinitiativer, men gennemførelsen har været langsom. Lokalt har visse målrettede naturbeskyttelsesforanstaltninger haft gunstige virkninger, men der er kun sket få fremskridt i retning af et mere bæredygtigt landbrug.

I dele af de central- og østeuropæiske lande og De Nye Uafhængige Stater findes der stadig store relativt urørte skovområder og andre naturlige vokse- og levesteder. Belastningen fra den økonomiske omstrukturings- og udviklingsproces kan dog blive en trussel mod disse områder, medmindre der indbygges

hensigtsmæssige beskyttelsesforanstaltninger såvel i EPE-programmet som i de nationale økonomiske udviklingspolitikker og de hermed forbundne finansielle mekanismer. Også tiltrædelsesaftalerne med de kommende EU-medlemslande skal indeholde bestemmelser om sådanne beskyttelsesforanstaltninger.

(in margin: ferske og marine vandområder)

Miljø for Europa-programmet retter især opmærksomheden mod en bæredygtig forvaltning af de naturlige ressourcer (herunder ferskvand og kyst- og havvand), som dog stadig er truede.

Selv om vandindvindingsgraden i de seneste ti år har været stabil og endog er faldet i en række vest- og østeuropæiske lande, kan der stadig forekomme vandmangel, især i byområder. Udsivning fra distributionssystemerne i nogle lande og ineffektiv anvendelse af vandressourcerne i alle lande er fortsat et problem.

Grundvandets kvalitet - og dermed menneskers sundhed - er truet af høje koncentrationer af nitrat fra *landbruget*. Koncentrationerne af pesticider i grundvandet overstiger ofte de tilladte maksimale koncentrationer i EU, og mange lande melder om grundvandsforurening med tungmetaller, kulbrinter og chlorerede kulbrinter. Det vil tage mange år at opnå forbedringer af grundvandskvaliteten, eftersom der går lang tid, før forurenende stoffer trænger ned og fordeles i grundvandet.

Siden 1990 er der ikke sket nogen generel forbedring af den europæiske vandløbskvalitet. Selv om fosforudledningen er skåret ned med 40-60% i løbet af de seneste fem år - som følge af foranstaltninger i *industrien*, forbedret *spildevandsbehandling* og stigende anvendelse af fosfatfrie vaskemidler i *husholdningerne* - er problemet med eutrofiering i vandløb, søer, reservoirer og kyst- og havvand ikke kommet nærmere en løsning siden offentliggørelsen af *Dobris*-rapporten, og næringsstofkoncentrationerne er stadig for høje i mange områder.

Mange europæiske have er fortsat udsat for stærk overfiskning, og bestandene af en række arter er for kraftigt nedadgående, hvilket endnu en gang understreger den i EPE-programmet fastslåede nødvendighed af at fremme et bæredygtigt *fiskeri*.

(in margin: jord og jordkvalitet)

Jorderosion og ~~salt~~saltindhold er stadig et stort problem i mange områder, navnlig omkring Middelhavet. Der er kun sket ringe fremskridt med hensyn til jord og jordkvalitet, et andet område, som ofres særlig opmærksomhed i miljøprogrammet. Et stort antal forurenede grunde skal oprensnes. Der er aktuelt udpeget 300 000 potentielt forurenede grunde, hovedsagelig i Vesteuropa, og navnlig i områder med en lang tradition for *sværindustri*.

I Østeuropa, hvor der findes et stort antal forurenede militærområder, er det nødvendigt med bedre informationer for at kunne fastslå problemets omfang.

(in margin: bymiljø)

En stadig større del af den europæiske befolkning bor i byer, og de europæiske byer viser fortsat tegn på stærk miljøbelastning - dårlig luftkvalitet, støj, trafikpropper, tab af grønne områder og ødelæggelse af historiske bygninger og monumenter.

Selv om der er sket visse forbedringer siden *Dobris*-rapporten (f.eks. med hensyn til luftkvaliteten i byområder), fører mange former for belastning, især fra *transportsektoren*, i stigende grad til en forringelse af

livskvalitet og folkesundhed. En positiv tendens er byernes stigende interesse for de lokale Agenda 21-bevægelser. 290 europæiske byer har undertegnet Ålborg-charteret "om europæiske



byer for bæredygtighed”. Af størst betydning for byerne er måske, at der gennemføres lokale Agenda 21-politikker og -aftaler, hvilket lover godt for udsigterne til en samordnet lokal indsats, der vil give væsentlige miljøforbedringer.

(in margin: teknologiske og naturlige risici)

Ud over de daglige menneskeskabte belastninger påvirkes Europas miljø af følgerne af uheld i forbindelse med industrielle aktiviteter og naturlige risici. Data om sådanne uheld foreligger kun for visse områder i EU; og for de central- og østeuropæiske lande og De Nye Uafhængige Stater findes endnu færre data. At dømme ud fra de i rapporterne nævnte tildragelser synes antallet af industriuheld pr. aktivitetseenhed i EU at være faldende.

Antallet af voldsomme oversvømmelser og andre klimabetingede katastrofer er stigende i Europa; årsagen hertil skal formentlig søges dels i menneskeskabte påvirkninger af miljøet såsom ændringer af landskabet (herunder “befæstede” arealer), dels i den stadig hyppigere forekomst af ekstreme vejr-situationer.

(in margin: samfundsøkonomiske sektorer)

Det fremgår af den ovenstående vurdering, at selv om nogle former for miljøbelastning er blevet reduceret, har det ikke ført til en generel forbedring af miljøtilstanden og -kvaliteten i Europa. Dette skyldes i nogle tilfælde naturlige tidsforskydninger (i processer som nedbrydning af det stratosfæriske ozonlag og ophobning af fosfor i søer). I mange tilfælde er de iværksatte foranstaltninger imidlertid for begrænsede i forhold til problemets omfang og kompleksitet (f.eks. sommersmog og pesticider i grundvandet).

Den europæiske miljøpolitik har traditionelt fokuseret på kontrol med forurening ved kilden og beskyttelse af bestemte naturområder. I den senere tid er integreringen af miljøhensyn i de øvrige sektorpolitikker og fremme af en bæredygtig udvikling imidlertid kommet i centrum.

Transport, energi, industri og landbrug er de sektorer, der belaster Europas miljø mest. Der er stor forskel på den miljøpolitiske indsats i disse sektorer og på, hvor effektivt politikkerne gennemføres. For industri- og energisektoren er situationen nogenlunde tilfredsstillende, men nogle områder skal stadig følges opmærksomt (f.eks. energieffektivitet, vedvarende energi); landbruget er mindre godt dækket af miljøpolitikker, men dette forhold er ved at blive ændret; for transportsektorens vedkommende er forholdene stadig utilfredsstillende.

(in margin: klimaændringer, forsuring, sommersmog, biodiversitet, bymiljø, kemikalier, uheld)

**Transport:** Godstransporten ad landevej i hele Europa er steget med 54% siden 1980 (målt i tons-km), passagerbefordringen i bil er steget med 46% siden 1985 (personkm, kun for EU), mens antallet af flypassagerer er steget med 67% siden 1985.

Mere end for nogen anden sektor gælder det for transportsektoren, at miljøpolitikken ikke kan følge med væksten. Der er voksende problemer med trafikpropper, luftforurening og støj. Indtil for nylig er stigende transport blevet betragtet som et afgørende led i økonomisk vækst og udvikling, og regeringerne har set det som deres opgave at udvikle den nødvendige infrastruktur, mens miljøindsatsen er blevet begrænset til at sikre, at normerne for emission fra motorkøretøjer og brændstofkvaliteten gradvis forbedres, og at valget af trafikruter underkastes en miljøvurdering.

Rapporten viser, at der er sket visse fremskridt med hensyn til ovennævnte begrænsede mål i det meste af

Europa. Den stigende trafik og den stadige udbygning af transportinfrastrukturerne har ikke desto mindre medført en generel forværring af de transportrelaterede miljøproblemer. Dette har givet anledning til bekymring i offentligheden, og spørgsmålet om forbindelsen mellem økonomisk udvikling og voksende trafik er i stigende grad genstand for debat.

I den senere tid er der udfoldet bestræbelser på at bremse den voksende efterspørgsel efter transport, fremme brugen af offentlige transportmidler og anspore til nye bolig- og produktionsmønstre, som kan mindske transportbehovet. En sådan omstilling til et mere bæredygtigt transportmønster vil ikke være let at få gennemført, eftersom der er betydelig politisk styrke bag den traditionelle strategi for udvikling af infrastrukturer. Den offentlige transport taber således terræn til private transportmidler over alt i Europa.

(in margin: klimaændringer, forsuring, sommersmog, kyst- og havområder, bymiljø)

**Energiforbruget**, som er den vigtigste årsag til klimaændringer og en lang række luftforureningsproblemer, har siden offentliggørelsen af *Dobris*-rapporten konstant ligget på et højt niveau i Vesteuropa.

I de central- og østeuropæiske lande og De Nye Uafhængige Stater er energiforbruget skåret ned med 23% siden 1990 som følge af den økonomiske omstrukturering, men forbruget forventes at ville stige igen, efterhånden som det økonomiske opsving kommer i gang. Større effektivitet i produktion og anvendelse af energi er nøgleelementer i en bæredygtig energipolitik.

På grund af de relativt lave energipriser har der ikke været tilstrækkelige incitamenters til at forbedre energieffektiviteten i Vesteuropa. Aktuelt forbedres energieffektiviteten med omkring 1% om året, mens BNP fortsat stiger med omkring 2-3% om året.

Der er stadig plads til forbedringer af energieffektiviteten i Vesteuropa, navnlig i transport- og husholdningssektoren, men erfaringen tyder på, at så længe prisen på fossile brændstoffer er lav, skal der træffes strengere politiske foranstaltninger for at opnå en forbedring.

I Østeuropa kan en udvikling i retning af økonomisk konvergens med Vesteuropa tænkes at ville vende den nuværende udvikling hen imod et lavere energiforbrug og igen føre til en stigning i emissionen af drivhusgasser og andre luftforurenende stoffer, især i industri-, transport- og husholdningssektorerne. Så også her vil det højst sandsynligt være nødvendigt at iværksætte nye foranstaltninger til forbedring af energieffektiviteten i såvel produktions- som forbrugsleddet.

(in margin: klimaændringer, stratosfærisk ozon, forsuring, sommersmog, kemikalier, affald, ferskvand, kyst- og havområder, bymiljø, uheld)

**Industrien:** Siden *Dobris*-rapporten er industriens relative bidrag til klimaændringer, forsuring, troposfærisk ozon og vandforurening mindsket.

I Vesteuropa integreres målsætningerne for miljøet i stigende grad i industriens beslutninger, og dette har ført til et fald i den samlede emission fra industrien til luft og vand. En sådan integration af miljømål er imidlertid ikke almindelig i Østeuropa, hvilket understreger behovet for effektive administrative strukturer med mange ressourcer, der kan sikre miljølovgivningens omsætning til national lovgivning og en effektiv gennemførelse af denne, samt behovet for en mere omfattende brug af miljøstyringssystemer i erhvervslivet. Et teknologisk "spring" fremad vil være muligt, når en betydelig del af produktionssystemet er blevet fornyet.

I hele Europa tegner små og mellemstore virksomheder sig for en betydelig del af miljøbelastningen, men her er der også gode muligheder for forbedringer, idet små og mellemstore virksomheder generelt ikke er underlagt

effektive miljøforanstaltninger.

(in margin: klimaændringer, stratosfærisk ozon, forsurening, kemikalier, biodiversitet, affald, ferskvand, kyst- og havmiljø, jord og jordkvalitet )

**Landbruget:** Landbrugspolitikken i Europa har traditionelt taget sigte på at optimere fødevareproduktionen og opretholde landmændenes indkomst. I den senere tid er man dog begyndt at lægge mere vægt på miljøkrav og et bæredygtigt landbrug. Rapporten viser imidlertid, at der er lang vej endnu.

I Vesteuropa er landbrugsudbyttet steget støt i de sidste fem år som følge af forbedrede landbrugsmetoder. Anvendelsen af kunstgødning og pesticider (målt som vægt af aktive stoffer) er gradvis reduceret (selv om dette som tidligere nævnt ikke umiddelbart giver sig udslag i en forbedring af grundvandets kvalitet), men samtidig er vandforbruget steget.

Som følge af stigningen i husdyrproduktionen, den øgede produktion af husdyrgødning og den øgede udledning af reducerede kvælstofforbindelser er eutrofiering blevet et stort problem i Nordvesteuropa, og det er ved at antage betydelige dimensioner i Sydeuropa. Mange steder forringes de naturlige levesteder og biodiversiteten som følge af intensiveringen i landbruget og de mange nye bebyggelser.

Enkelte lande er begyndt at tilskynde til mere miljøvenlige landbrugsmetoder, men miljøhensyn spiller stadig kun en underordnet rolle i EU's fælles landbrugspolitik. Gennemførelsen af GATT-aftalerne og reformen af den fælles landbrugspolitik kan føre til yderligere rationalisering og specialisering af landbrugsproduktionen og mere braklægnings. Der er imidlertid ikke en simpel sammenhæng mellem braklægnings og påvirkning af biodiversiteten.

I Østeuropa er en strukturreform, modernisering og diversificering af landbrugssektoren fortsat et prioriteret mål. Den komplekse problemstilling og usikkerheden gør det imidlertid vanskeligt at foretage en samlet vurdering af virkningerne af disse udviklingstendenser.

Generelt vil bæredygtig miljøbelastning og bæredygtigt ressourceforbrug formentlig kræve betydelige teknologiske fremskridt og en omfattende omstilling til mindre ressourceforbrug og mindre miljøskadelige aktiviteter.

Mens der på nationalt plan er gjort visse fremskridt med hensyn til at inddrage miljøaspektet i beslutningerne (f.eks. miljøhandlingsplaner og strategiske miljøvurderinger), vil det kræve en stor indsats at få en sådan politik gennemført på fælleseuropæisk plan. Der er imidlertid gode muligheder for forbedringer af en sådan størrelsesorden, at de kan afhjælpe de negative miljøkonsekvenser af produktions- og forbrugsstigningen især i de central- og østeuropæiske lande og i De Nye Uafhængige Stater. I disse lande vil omstrukturering og teknologisk fornyelse gøre det muligt at undgå nogle af Vesteuropas mest miljøskadelige teknologier.

## 1. Økonomisk udvikling

(in margin: Hovedkonklusioner)

I Vesteuropa fortsætter den økonomiske vækst i et moderat tempo. Liberaliseringen af handelen er til gavn for Europas økonomi, og det samlede private forbrug vokser som følger af demografiske ændringer (voksende befolkninger, stigende antal husstande) samt højere indkomster. Den ekstra indkomst bruges navnlig på rejser, transport og luksusvarer. Det indre marked fremmer den økonomiske vækst, koncentrationen af erhvervsaktiviteter, urbaniseringen og den internationale handel, hvilket igen bevirker, at transportsektoren vokser hurtigere end økonomien.

De fleste af landene med overgangsøkonomi er klart ved at komme sig efter omvæltningerne i begyndelsen af 1990'erne. Servicefagene og den lette industri er på vej op. Der kan efter en yderligere liberalisering ventes drastiske ændringer i landbruget, og muligvis også inden for sværindustrien. Der regnes med yderligere vækst i industrisektoren.

### 1.1. Indledning

Europa er under hastig forandring. Den øgede liberalisering og udvidelsen af det indre marked giver voksende samhandel mellem landene. Landbrugsproduktionen er under omstrukturering. I modsætning til situationen sidst i 1970'erne er energipriserne ikke tilstrækkelig høje til at anspore til energibesparelser. På grund af faldende priser på råolie (opgjort i faste priser) og en mere effektiv energiproduktion i kølvandet på privatiseringerne viser priserne også på længere sigt en nedadgående tendens. Passagerer og gods flyttes fra sted til sted i Europa med nye former for højhastighedstransport. Informationsteknologien stormer frem; "den globale landsby" er en realitet.

De her nævnte forhold er nogle af hovedkilderne til belastningen af det europæiske miljø. Visse ændringer som f.eks. skiftet fra fly til højhastighedstog ved rejser over mellemdistancer kan være gavnlige. Andre ændringer som f.eks. stigende privatbilisme kan være mere skadelige. Er den europæiske miljøpolitik stærk nok til at adskille økonomisk vækst og miljøbelastning? Benytter de lande, der er på vej til en markedsøkonomi, sig af mulighederne for miljøforbedringer? I miljøhandlingsprogrammet (MHP) for Central- og Østeuropa (Verdensbanken, 1994) er der indbygget en række økonomiske og miljømæssige forventninger (se box 1.1). Er disse forventninger ved at blive opfyldt?

Dette kapitel skitserer baggrunden for rapporten, og der redegøres kort for nogle - især økonomiske - tendenser og for de forandringer, der har fundet siden offentliggørelsen af *Dobris*-rapporten. Kapitlet beskriver generelle produktions- og forbrugstendenser som kilder til miljøforandringer. Der fokuseres på fremstillingssektoren som hovedansvarlig for mange forskellige former for emissioner og affald, og på turismen som en sektor, der giver anledning til voksende bekymring for miljøet. Senere kapitler behandler nærmere udviklingen i visse andre sektorer, især energi- (kapitel 2, afsnit 2.5) og transportsektoren (kapitel 4, afsnit 4.6), den kemiske industri (kapitel 6, afsnit 6.2) og landbrugssektoren (kapitel 8, afsnit 8.3).

### 1.2. Makroøkonomisk udvikling

#### *Vesteuropa*

EU's økonomi er på vej op efter recessionen i begyndelsen af 1990'erne. Den økonomiske vækst er for tiden moderat (BNP i faste priser voksede med 2,5% i 1995 (OECD, 1996)). En af de afgørende faktorer for væksten har været gennemførelsen af det indre marked. Det anslås, at den samlede produktion i EU ville være 1% lavere uden det indre marked (Buchan, 1996). I dag påvirkes EU's økonomier især af forberedelserne til Den Europæiske Monetære Union. I forsøget på at reducere den offentlige gæld og budgetunderskuddene til det krævede niveau tvinges landene til at skære kraftigere ned på deres udgifter, end de ellers ville have gjort. Dette kan være en smertefuld proces, jf. det tyske eksempel.

Som en positiv økonomisk faktor kan nævnes, at inflationen

**Box 1.1: Miljøhandlingsprogram (MHP) for Central- og Østeuropa**

MHP (Verdensbanken, 1994), som skal hjælpe regeringerne i CØE-landene med at håndtere deres miljøproblemer, blev vedtaget på ministerkonferencen i Luzern i april 1993. Hovedkonklusionerne i MHP var følgende:

*"Den faldende aktivitet i CØE-landene har medført væsentlige emissionsreduktioner. Disse miljøforbedringer bør fastholdes gennem markedsreformer, der indebærer et skift til mindre ressourcetrækkende og renere aktiviteter og teknologier."*

*"Efterhånden som virksomhederne skal opgøre de reelle "offeromkostninger" ved kapitalinvesteringer, vil vægten blive flyttet fra store anlægsinvesteringer baseret på sværindustrien til en gradvis udskiftning af eksisterende produktionsudstyr og indførelse af nye teknologier. Resultatet vil være en lavere gennemsnitsforurening pr. produceret enhed."*

*"Groft sagt forventes omlægningen af økonomien at påvirke CØE-økonomierne på to måder. For det første vil strukturændringerne reducere miljøbelastningerne. Strukturændringerne vil blive fremmet ved en fjernelse af energisubsidierne, en mere realistisk værdiansættelse af energien samt privatisering. For det andet vil den fremtidige vækst skabe nye miljøbelastninger. Miljøudsigterne på kort og mellemlangt sigt vil blive påvirket af strukturændringerne:*

- *sværindustriens andel af nationalindkomsten vil falde permanent;*
- *væksten i industriproduktionen vil sakke langt bagud i forhold til den samlede økonomiske vækst; luftforurenende aktiviteter vil blive afløst af vandforurenende aktiviteter;*
- *væksten i privat transport og emballageforbrug vil skabe nye problemer for byerne i form af trafikforurening og kommunalt akommunalt indsamlet affald;*
- *simple omlægninger af produktionen vil gøre det muligt for virksomhederne at reducere spildet af ressourcer, arbejdskraft og kapital; kontrolbesøg på store fabrikker i CØE-landene har afdækket et meget stort antal (ofte meget) indbringende muligheder for at reducere spild af anlægsinvesteringer og arbejdskraft eller genvinde værdifulde materialer fra affald;*
- *udskiftning af gamle anlæg med nye højteknologiske anlæg vil give en miljømæssig gevinst. Om ikke andet så af økonomiske grunde vil der blive anvendt renere teknologi i industrier som f.eks. tekstil-, papir- og metalindustrien samt i den kemiske industri."*

er på det laveste niveau siden 1960'erne. Renten er lav, og valutamarkederne er forholdsvis stabile. Men arbejdsløsheden er stadig høj. I perioden 1990-95 voksede arbejdsløsheden i Vesteuropa fra 7,8% til 10,2% (UNECE, 1996). Også de offentlige underskud er store. Den svage efterspørgsel efter arbejdskraft og den nødvendige omstrukturering af de sociale sikringssystemer for at skabe balance i statsbudgetterne har tilsammen ført til små eller ingen stigninger i den disponible indkomst. Den heraf følgende forbrugsstabilisering (se figur 1.6) kan vise sig at være gavnlig for miljøet.

**CØE og NIS**

De tidligere planøkonomiske lande i Østeuropa er ved at komme sig efter det økonomiske sammenbrud omkring 1990. De fleste af landene oplever en økonomisk vækst på i gennemsnit op til 5% om året. Dette tal dækker over store forskelle mellem landene. Væksten er forårsaget af handels- og prisliberalisering, privatisering, afskaffelse af monopoler og en reform af de skattemæssige, retlige og finansielle systemer (Verdensbanken, 1996a, Den Europæiske Bank for Genopbygning og Udvikling (EBGU), 1996 og 1997). International handel betragtes som en vigtig drivkraft for den økonomiske vækst. CØE-landene har udvidet deres handel med Vesten og har høstet større fordele af dette vækstpotentiale end De Nye Uafhængige Stater (NIS-landene), som stadig mest handler indbyrdes (USAID m.fl., endnu ikke offentliggjort).

Et hovedmål for den økonomiske politik er at bringe inflationen ned på et niveau, der svarer til niveauet i EU. Da importen har betydning for genopretningen af økonomien og konkurrenceevnen, er handelsbalancen negativ i mange af landene. De nationale investeringer ligger fortsat på et lavt niveau, men er dog stigende.

Da udgifterne især har fokuseret på genopretning og omstrukturering af økonomien, er privatforbruget blevet holdt nede. For at undgå for store sociale problemer er mange varer, især ikke-forædlede varer, inklusive alle former for brændstof, stadig kraftigt subsidieret eller meget lavt beskattet.

Visse landbrugs- og industrisektorer, herunder store dele af sværindustrien, modtager stadig store tilskud for at beskytte den nationale økonomi. Privatiseringen af statsvirksomheder er langt fra afsluttet, og de institutionelle strukturer bærer stadig præg af det tidligere regime. I flere lande har markedskræfterne ikke helt frit spil, hvilket i nogen grad hæmmer en jævn og afbalanceret økonomisk vækst. I den vanskelige overgang fra planøkonomi til markedsøkonomi er ikke mindst beskæftigelsen truet. Arbejdsløsheden varierer fra land til land, bl.a. fordi overgangsprocessen udvikler sig forskelligt. I de lande, der er godt på vej til markedsøkonomi, har arbejdsløsheden i de fleste tilfælde været faldende siden 1993 og ligger nu på ca. 10%. I nogle af landene er arbejdsløsheden

dog meget lavere (f.eks. 3,9% i Tjekkiet i marts 1997).

I box 1.2 vises en oversigt over den seneste BNP-udvikling i Europa. BNP er dog ikke en velfærdsindikator. BNP's væsentligste mangler som mål for velfærd er sammenfattet i box 1.3.

### 1.3. Produktion

#### 1.3.1. De vigtigste erhvervssektorer

##### Vesteuropa

De forskellige økonomier har generelt været domineret først af landbruget, derefter af industrien og nu i stadig højere grad af servicefagene. Alle vesteuropæiske lande oplever for tiden en forholdsvis hurtigt voksende servicesektor (figur 1.2). Umiddelbart skulle man tro, at stigende BNP domineret af servicefagene ville være mindre belastende for miljøet end en tilsvarende vækst domineret af industrien. Den netto reduktion af miljøbelastningen, som man kunne forvente, når vægten flyttes fra industri- til servicesektoren, kan dog vise sig at være mindre end formodet ud fra de økonomiske indikatorer. Servicesektoren omfatter transport, turisme og andre aktiviteter, der kan medføre væsentlige miljøbelastninger. Endvidere kan en serviceorienteret økonomi tænkes at

#### Box 1.2: BNP-udviklingen i Europa

**Vesteuropa.** Mellem 1990 og 1995 voksede bruttonationalproduktet (BNP) i Vesteuropa med gennemsnitlig 2% om året. I Dobris-rapporten regnede man med en langsommere vækst, men sådan er det ikke gået. Efter et midlertidigt dyk i BNP-væksten i 1992 og 1993 (-0,5% i EU i 1993) nåede tallet op på 2,9% i 1994 og ca. 2% i 1995. I perioden 1990-95 voksede alle vesteuropæiske økonomier (Irlands med over 30%). Den eneste undtagelse var Finland med et fald på 2,7%. I perioden 1997-98 forventes væksten i EU at stige til 2,7% om året (OECD, 1996).

**CØE/NIS.** Den økonomiske vækst er forholdsvis høj i Polen, Slovakiet, Slovenien, Tjekkiet og Ungarn. Væksten nåede lidt senere frem til Albanien, Armenien, Estland, Georgien, Kroatien, Letland og Litauen. I nogle lande falder produktionen fortsat: Bulgarien, Rusland og Ukraine.

#### Figur 1.1. BNP pr. indbygger, 1986-94

**Noter:** BNP vises for landegrupper med forskellige niveauer for BNP pr. indbygger i 1994: 1) højest BNP pr. indbygger (Vesteuropa); 2) højest BNP pr. indbygger blandt CØE-landene (Kroatien, Polen, Slovakiet, Slovenien, Tjekkiet, Tyrkiet, Ungarn). (På grund af et faldende BNP pr. indbygger i Tyrkiet i 1994 viser diagrammet ikke den forholdsvis høje vækstrate i de øvrige lande i denne gruppe); 3) middel BNP pr. indbygger blandt CØE- og NIS-landene (Bosnien-Hercegovina, Bulgarien, Estland, FR Jugoslavien, Letland, Litauen, Den Tidligere Jugoslaviske Republik Makedonien, Rumænien, Rusland); 4) lavest BNP pr. indbygger i CØE- og NIS-landene (Albanien, Armenien, Aserbajdsjan, Georgien, Hviderusland, Ukraine)

**Kilder:** FN, OECD, EBGU.

1.000 US\$ pr. indbygger

Vesteuropa

Østeuropa - højt BNP pr. indbygger

Østeuropa - middel BNP pr. indbygger

Østeuropa - lavt BNP pr. indbygger



**Box 1.3: BNP er ikke en velfærdsindikator**

Selv om BNP normalt anvendes som en indikator for økonomisk udvikling, er det i realiteten et mål for produktionen af varer og tjenesteydelser. I en rapport til Rom-klubben (Dieren, 1995) er der redegjort for hovedmanglerne ved BNP som et middel til at måle velfærd:

- ikke-monetær produktion, som f.eks. frivilligt arbejde eller ulønnet arbejde i husholdningen medregnes ikke;
- der tages ikke hensyn til ændringer i de menneskelige, samfundsmæssige og organisatoriske ressourcer;
- BNP tager ikke hensyn til den voksende knaphed på naturlige ressourcer, som kan være en alvorlig trussel mod en bæredygtig økonomisk produktivitet;
- der tages kun begrænset hensyn til miljøkvalitetens virkninger på menneskers sundhed og velfærd;
- udgifter til offentlig miljøbeskyttelse behandles som en stigning i BNP og ikke som en samfundsmæssig omkostning ved at opretholde miljøkvaliteten.

Der er i de senere år blevet taget en række nationale og internationale initiativer med henblik på at udvikle en alternativ indikator, som tager hensyn til disse mangler. Initiativerne kan deles op i to hovedgrupper. Den første gruppe tager sigte på at udvikle en alternativ makroindikator ('grønt' BNP, bæredygtig nationalindkomst, indeks for bæredygtig økonomisk velfærd). Disse metoder er dog langt fra at blive accepteret og anvendt på europæisk plan. Den anden gruppe initiativer tager sigte på at udvikle en metode, hvor BNP konsekvent suppleres med en række indikatorer, der giver oplysninger om forhold, som helt eller delvis udelades ved beregningen af BNP.

medføre en stigende import af landbrugs- og industriprodukter fra andre dele af verden, således at disse dele af verden kommer til at opleve en voksende miljøbelastning.

Den voksende konkurrence på verdensplan har ikke helt udslettet nogen af de større traditionelle industrisektorer i EU, men følgerne af den stigende konkurrence mærkes i specifikke sektorer som f.eks. beklædnings- og skibsbygningsindustrien (ERECO, 1994a). Det er klart, at en flytning af produktionen til lande uden for Europa også flytter den med produktionen forbundne miljøbelastning.

På landbrugsområdet er Europa enten selvforsynende eller nettoeksportør. F.eks. har Europa en nettoeksport af mælk og mejeriprodukter samt kødprodukter (Alexandratos, 1995). Der er ingen tegn på, at den samlede landbrugsproduktion i Vesteuropa og de medfølgende miljøbelastninger er på vej op eller ned.

*CØE og NIS*

Mange af landene med overgangsøkonomi er stadig domineret af landbrug og industri. Som det også er tilfældet i Vesteuropa, er det i dag servicesektoren, især transport og turisme, der vokser hurtigst (se figur 1.2). I de syv år frem til 1996 voksede servicesektorens andel af BNP i f.eks. Polen således fra 35% til 53%. I samme tidsrum faldt landbrugets andel af BNP fra 13% til 8% (Anon., 1997). Industrisektorerne er delvis ved at rette sig. Et vigtigt element i overgangsprocessen er den forøgelse af samhandelen med Vesten, der allerede har fundet sted, og som vil tage yderligere til, især for de lande, der søger om optagelse i EU. Box 1.4 viser handelsliberaliseringens væsentligste miljøkonsekvenser.

Landbrugsproduktionen faldt meget kraftigt i de fleste af CØE- og NIS-landene i overgangsperioden, og produktionen er først nu begyndt at stige igen (Nichols, 1997). Polen og Rumænien har særlige problemer som følge af overvægten af små landbrugsbedrifter. De fleste af de tidligere planøkonomiske lande har for nylig sat importtolden op for at beskytte deres mange landarbejdere. For at opfylde kravene i EU's fælles landbrugspolitik må disse handelshindringer fjernes, hvilket kan få meget mærkbare følger for landdistrikterne i disse lande.

**Figur 1.2 BNP-strukturen, 1985-95**

Vesteuropa

- service
- industri
- landbrug

CØE + NIS

- service
- industri
- landbrug

Kilde: UNECE

**Box 1.4: Handelsliberaliseringens miljøkonsekvenser**

Miljøkonsekvenserne af handelsliberaliseringen i Europa er behandlet i to nyligt offentliggjorte undersøgelser (Oosterhuis & Kuik, 1997 og OECD, 1997a). Hovedkonklusionerne er følgende:

- forskellene mellem landenes miljøstandarder påvirker ikke virksomhedernes ekspansionsstrategier i væsentlig grad, men frygten for, at konkurrenceevnen svækkes, medmindre miljøstandarderne lempes, synes at føre til en mindre aggressiv miljøpolitik;
- globaliseringen vil mindske regeringernes mulighed for at påvirke miljøadfærden ensidigt i deres egne lande (f.eks. gennem miljøafgifter). Presset for multilaterale miljøaftaler vil dog vokse – internationale virksomheder er mere tilbøjelige til at gennemføre miljøforanstaltninger, hvis de får de rigtige (internationale) incitamenter;
- importen af forurenende produkter og stoffer fra Østeuropa til Vesteuropa vil sandsynligvis ikke blive et større problem. Det samme gælder produktionsanlæggenes miljøbelastning. I begge tilfælde vil der blive stillet krav om opfyldelse af EU's normer (efter en overgangsperiode);
- landbruget i Østeuropa vil ligesom i Vesteuropa sandsynligvis blive mere miljøbelastende, og landskabsværdier vil gå tabt;
- voksende transport kan ikke undgås og forventes at føre til bygning af ny transportinfrastruktur;
- ulovlig eksport af farligt affald kan blive et problem;
- liberaliseringen forventes at give økonomisk vækst med skadelige miljøkonsekvenser til følge. Med en egnet miljøpolitik kan den økonomiske vækst blive til gavn for miljøet. Det er på den anden side også muligt, at den samlede produktion og det samlede forbrug af miljøskadelige produkter vil vokse til trods for en stærkere politisk indsats for at reducere det intensive ressourceforbrug.

Overgangen til markedsøkonomi forventes at føre til drastiske ændringer af det østeuropæiske landskab. Bortset fra det nordøstlige Polen og Slovenien var landdistrikterne tidligere domineret af store statslandbrug og kooperativer. Selvom der var forskelle fra region til region, var disse bedrifter generelt meget store (typisk mellem 1 000 og 3 000 ha) sammenlignet med bedrifterne i områder med privatejet jord. Efter overgangen iværksatte alle landene privatiseringsprogrammer, hvilket har betydet, at de privatejede bedrifter er blevet større (30-50 ha) (se figur 8.7).

Disse ændringer vil sandsynligvis påvirke bedrifternes brug af materialer. I dag sætter økonomien en grænse for brugen af f.eks. gødning og pesticider, men de mere intensive

**Figur 1.3 Produktionen i fremstillingsindustrien, 1980-95**

1980=0

- OECD Europa
- De Baltiske Stater
- Østeuropa

Note: 1980 = 100

Kilde: OECD, Verdensbanken

landbrugssystemer forventes at vinde større indpas. På den anden side ser det ud til, at nogle landmænd benytter sig af muligheden for at udvikle økologiske driftsformer for at opfylde den voksende efterspørgsel i visse vesteuropæiske lande. Landenes tiltrædelse af EU vil yderligere stimulere denne proces.

**1.3.2 Fremstillingsindustrien**

*Vesteuropa*

Generelt peger tendensen for den europæiske fremstillingsindustri stadig opad, men væksten er koncentreret om områder med tradition for industri, synergi mellem industrierne og korte afstande til ressourcer og

markeder (EF's regionalpolitik, 1994; ERECO, 1994a). Koncentrationen af væksten i allerede industrialiserede områder fremmes yderligere af de stordriftsfordele, der følger af det voksende indre marked og den øgede effektivitet i transportsektoren. Disse områder er mere knyttet til byer end til lande. De industribyer i EU, der har de bedste udsigter til en yderligere økonomisk vækst, er Lyon, Milano, München, Stuttgart, Bordeaux, Barcelona, Strasbourg og Berlin. I mange tilfælde hæmmes udviklingen dog af problemer med overfyldte veje og forurening (ERECO, 1994b).

#### *CØE og NIS*

I de fleste af de lande, der er ved at indføre markedsøkonomi, er det især den lette fremstillingsindustri, der oplever fremgang. Tidligere tiders energitunge og forurenende

sværindustri er ved at miste betydning. Mange af de gamle produktionsanlæg fungerer stadig, men de vil formentlig få vanskeligt ved at klare konkurrencen i takt med, at markederne bliver mere liberaliserede. Selv de fabrikker, der stadig er konkurrencedygtige, benytter sig mest af teknologi, der både teknisk og miljømæssigt er forældet. Et industrielt opsving vil kræve enten opgradering af eller driftsmæssige forbedringer i eksisterende fabrikker eller bygning af nye fabrikker. Udenlandske investorer tager som regel tilstrækkelig hensyn til miljøet for at undgå erstatningsansvar (Klavens & Zamparutti, 1995).

Figur 1.3 viser den generelle tendens i fremstillingsindustrien for OECD Europa, for 12 østeuropæiske lande, ekskl. De Baltiske Stater, og for De Baltiske Stater alene. Tendenserne i visse sektorer af særlig miljømæssig betydning fremgår af ERECO's (1994a) og Europa-Kommissionens (1997) undersøgelser. Tendenserne er bl.a. følgende:

- Væksten i papir- og papirmasseproduktionen blev bremset i 1993, men foregår nu igen i et hurtigt tempo. Produktionen er koncentreret om større fabrikker i Vesteuropa med faldende emission pr. produceret ton, idet emissionskontrollen er blevet mere effektiv. Bidraget fra genbrugspapir voksede i begyndelsen af 1990'erne, især i Danmark, Grækenland og Nederlandene.
- EU's kemiske industri vokser hurtigt (se figur 6.1). Der er stærk konkurrence mellem Vest- og Østeuropa med hensyn til fremstilling af basale kemiske produkter som f.eks. kunstgødning. Siden *Dobris*-rapporten har Østeuropa indhentet meget af efterslæbet. Emissionen og energiforbruget pr. produceret enhed er blevet reduceret.
- Inden for aluminiumsindustrien er der skarp konkurrence mellem Vest- og Østeuropa og her især Rusland. Produktionen er faldende i EU, men voksende i CØE og NIS. I år 2000 forventes 40% af den vesteuropæiske produktion at være baseret på aluminiumsaffald i stedet for bauxit. På længere sigt regner man med, at tallet stiger til 60% (Gielen & van Dril, 1997).
- Jern- og stålproduktionen i EU faldt mellem 1990 og 1993, voksede i 1994 og forventes at vokse med ca. 2% om året indtil 1998. Den højere produktkvalitet i de moderne vest- og centraleuropæiske virksomheder forventes i det store og hele at give disse virksomheder en konkurrencemæssig fordel over for de gamle fabrikker i det tidligere Sovjetunionen.
- Den elbaserede stålproduktion i Central- og Vesteuropa er hastigt ved at sætte sig på en større andel af den samlede stålproduktion (Gielen & van Dril, 1997), og der forventes en gradvis udskiftning af de eksisterende stålværker med elbaserede anlæg. Denne tendens opstod oprindeligt, fordi prisen på det skrot, der benyttes som råmateriale, var lavere end prisen på jernmalm. Men der investeres fortsat i denne proces. Der er flere årsager til denne udvikling: Produktionsenhederne er mindre og mere fleksible, den skrotmængde, der er til rådighed, vokser, markedet for stål produceret på grundlag af elektricitet er vokset væsentligt som følge af en bedre produktkvalitet – som nu næsten er på niveau med kvaliteten af højovnsprodukter – og, som det vigtigste i relation til denne rapport, de miljømæssige følger (især CO<sub>2</sub>- emissionen) er mindre end ved højovnsproduktion.

### 1.3.3. Miljøindustri

Den voksende erkendelse af behovet for miljøbeskyttelse og -genoprettelse har skabt, hvad der faktisk er en helt ny industrisektor, den såkaldte "miljøindustri". Denne sektor omfatter udvikling og markedsføring af udstyr til luftforureningskontrol, spildevandsbehandling, affaldshåndtering, rensning af forurenede grunde, støj- og vibrationskontrol samt forskning og udvikling, miljøovervågning og miljørådgivning.

I EU skabte miljøindustriene i 1994 en bruttoværditilvækst på ca. 41,7 milliarder US\$ (ca. 0,5% af BNP). Beløbet var nogenlunde jævnt fordelt mellem medlemsstaterne (Ecotec m.fl., 1997). Der foreligger ikke data for andre år end 1994 eller for lande uden for EU. I de kommende fem år forventes miljøindustriernes realvækst at overgå realvæksten i den øvrige økonomi. En af grundene hertil er, at der i Østeuropa er ved at blive skabt et marked for disse miljøindustrier, og at der sker en fortsat udvikling af EU's miljøpolitik, som ansøgerlandene til sin tid skal implementere.

Det blev for nylig i en undersøgelse konkluderet, at nogle af landene med overgangøkonomi, især de lande, som aktivt har søgt at løse deres miljøproblemer (f.eks. Polen og Tjekkiet), har oplevet en hurtigt voksende miljøindustri, mens andre af disse lande stadig ikke er i stand til at levere de efterspurgte miljøvarer og -tjenesteydelser (USAID m.fl., endnu ikke offentliggjort). I en OECD-undersøgelse, der snart vil blive offentliggjort,

**Figur 1.4 Internationale turistankomster i Europa, 1980-96**

millioner turister

Kilde: World Tourism Organisation

anslås det, at markedet for miljøvarer og -tjenesteydelser i 1995 var på ca. 5 mia. US\$ i CØE (inkl. De Baltiske Stater og Rusland, men ekskl. de øvrige NIS-lande).

**1.3.4. Turisme**

Der er voksende bekymring for de miljømæssige konsekvenser af turismen, en sektor, der er i hurtig vækst i hele Europa. Det er begrænset, hvad der foreligger af Europa-specifikke data, men World Tourism Organisation (WTO) har på verdensplan registreret over 600 millioner turist- og forretningsrejser mellem landene (med mindst én overnatning) om året. Herudover er der skønsmæssigt mindst 2 milliarder rejser om året inden for landenes grænser. Ca. halvdelen af disse samlede tal vedrører Europa, især Middelhavsområdet og Alperne.

**Figur 1.5 Internationale turistankomster efter land, 1996**

andre  
Frankrig  
Spanien  
Italien  
Det Forenede Kongerige  
Ungarn  
Polen  
Østrig  
Tjekkiet  
Tyskland  
Rusland  
Schweiz  
Portugal  
Grækenland  
Tyrkiet

Kilde: World Tourism Organisation

Væksten i antallet af internationale turistankomster i Europa fortsætter. Den årlige stigning var i perioden 1992-96 på næsten 3% i gennemsnit, hvilket skal sammenholdes med de 3-5%, der blev regnet med i *Dobris*-rapporten (figur 1.4). Der foreligger ingen sammenlignelige data på internationalt plan om turismen inden for landenes egne grænser. Den internationale turisme vokser hurtigst i de østlige Middelhavslande, Centraleuropa, området omkring Sortehavet og visse byer fordelt over hele Europa (figur 1.5). Turiststrømmen til Cypern, Frankrig, Grækenland, Irland, Italien, Norge, Slovakiet, Slovenien og Spanien voksede mellem 1990 og 1994 med over 10% målt i antallet af overnatninger. Turiststrømmen til Bulgarien, Kroatien, Rumænien, Tyskland og Ungarn faldt i samme periode med over 10% (WTO, 1996).

Væksten, især i Central- og Sydeuropa, påvirkes af såvel turisternes stigende indtægter som de faldende priser for turistydelse – til dels forårsaget af konkurrencen fra udviklingslandene (Eurostat/E-K, GD XXIII, 1995). Der kommer flere gæster fra andre kontinenter, men disse tegner sig endnu kun for 12% af det samlede antal internationale ankomster. Også den europæiske integration, den samfundsøkonomiske udvikling samt de forbedrede transport- og turistinfrastrukturer bidrager til væksten i den internationale turisme. Lufttransportens andel vokser fortsat (se afsnit 4.7), og overfyldte luftkorridorer er ved at blive en væsentlig flaskehals (WTO, 1994).

Miljøbelastningen fra turismen vokser muligvis ikke proportionalt med antallet af internationale turister. Man har i den forbindelse registreret en række tendenser (WTO, 1994; Lanquar, 1995; WTO, 1996):

- EU's og medlemsstaternes miljøpolitik tager sigte på at reducere turismens miljømæssige konsekvenser, f.eks. ved at undgå at bruge miljøfølsomme områder som turistmål. Turistsektoren er også ved at blive mere miljøbevidst. En tilsvarende udvikling finder sted i Østeuropa;

- antallet af internationale turister siger ikke noget om, hvor mange der rejser og tager på udflugt i deres eget land. Denne form for turisme kan meget vel tænkes at vokse i et andet tempo;
- udendørs- og naturorienterede aktiviteter bliver stadig mere populære og påvirker større områder.



## 1.4. Forbrug

Forbrug er en væsentlig forureningskilde, såvel direkte, når produkterne anvendes, som indirekte, når produkterne fremstilles, transporteres eller bortskaffes. Belastningen afhænger af befolkningens størrelse og forbrugsmønstrene. Varer fremstillet i Europa tegner sig for den største andel af forbruget i Europa. Derfor giver udviklingen i det endelige forbrug et nogenlunde billede af ændringerne i miljøbelastningen i Europa. Der er i denne rapport ikke taget hensyn til den ekstra miljøbelastning fra produktion og transport uden for Europa af varer, der importeres til Europa.

### *1.4.1. Forbrug af varer og tjenesteydelser*

Mellem 1990 og 1994 steg husholdningernes samlede forbrug (i faste priser) i EU med ca. 1,1% i gennemsnit pr. år. Som følge af befolkningstilvæksten (1,6% i gennemsnit om året) faldt forbruget pr. indbygger med 0,5% i gennemsnit om året (figur 1.6). I CØE og NIS er forbruget igen begyndt at stige, og dele af befolkningen har opnået en stigende købekraft. I 1995 voksede forbruget i Polen og Rusland med 6% i forhold til 1994; i Tyskland var væksten derimod kun på 0,2% (The Economist, 1997).

Miljøbelastningerne påvirkes i høj grad af, hvorledes folk vælger at bruge deres indkomst. For det første har det betydning, hvilken type produkt der købes: er det lufttransport, kød, ressourceintensive forbrugsvarer, eller er det jernbanetransport, grønsager, operaer? For det andet kan forskellige produkter af samme type påvirke miljøet forskelligt.

I EU er det private forbrug vokset langsommere end befolkningen, således at forbruget pr. indbygger er faldende. Når først de basale behov (mad, sundhedsydelser, beklædning og bolig) er dækket, fører stigende indtægter til, at en forholdsvis større andel af disse bruges på varige

forbrugsgoder, transport og turistrejser.

**Figur 1.6 Privatforbrug pr. indbygger i EU, 1980-94**

ECU/indbygger

Kilde: Eurostat

**Box 1.5: Forbrugsmønstre i Nederlandene**

En nederlandsk undersøgelse (Slob m.fl., 1996) viser, at såvel den direkte og indirekte energi- og vandefterspørgsel som kødforbruget og affaldsproduktionen blev tredoblet i perioden 1950-95. Dette svarede til stigningen i det samlede forbrug. Konklusionen på undersøgelsen var, at i Nederlandene, hvor pr. capita-indkomsten allerede var høj, ville fremtidige ekstraindkomster stort set blive brugt på samme måde som tidligere (folk ville købe mere af samme slags). Tendenserne er bl.a. følgende (Slob m.fl., 1996; Det Centrale Planlægningskontor, 1996):

- med stigende indkomster vokser andelen af luksusfødevarer som f.eks. kød;
- husene bliver større og mere luksusbetonede;
- husene bliver bedre isoleret, og folk bekymrer sig mere om indeklimaet;
- selv om markedet for biler er ved at nå mætningspunktet, vokser efterspørgslen efter personbefordring (i erhvervsøjemed og i fritiden) fortsat;
- brugen af jernbanetransport er steget væsentligt i visse byområder. Der har været en bemærkelsesværdig stigning i efterspørgslen efter lufttransport (især i forbindelse med turistrejser);
- der sælges stadig flere elartikler. Folk udskifter deres apparater for at få en bedre kvalitet, ikke fordi apparaterne er slidt op.

Økonomiske forbrugsmønstre ændrer sig også som følge af relative ændringer i prisen på varer og tjenesteydelser. I mange lande er bolig- og sundhedsudgifter blevet dyrere, mens beklædning og mad er blevet billigere. Erfaringerne fra Nederlandene (box 1.5), illustrerer de store ændringer i forbrugsmønstrene i mange vesteuropæiske lande.

Generelt må det forventes, at forbrugsmønstrene i Østeuropa vil udvikle sig i samme retning som i Vesten. Der er efterhånden adgang til mere avancerede teknologier, ligesom der er mulighed for at købe mere miljøvenlige produkter. Der er dog nogle flaskehalse:

- gamle og meget energiforbrugende husholdningsapparater er stadig i brug;
- mange steder i Østeuropa er opvarmningssystemerne ineffektive. For at forbedre situationen skal der sandsynligvis bygges eller ombygges millioner af huse.

I box 1.6 beskrives nogle måder, hvorpå regeringerne kan påvirke forbrugsmønstrene for at reducere miljøbelastningerne.

#### **1.4.2. Befolkningen**

Af nyere undersøgelser fremgår det, at befolkningstilvæksten i Vesteuropa har været større, end man regnede med, da *Dobris*-rapporten blev udarbejdet. I Østeuropa vokser befolkningen langsommere end forventet.

Europa havde i 1995 en befolkning på 806 millioner indbyggere (figur 1.7). Mellem 1992 og 1995 var den gennemsnitlige årlige vækstrate i Vesteuropa på 0,34%; i CØE- og NIS-landene var der et gennemsnitligt årligt fald på 0,11%. Befolkningstilvæksten i Europa vil ifølge prognoserne fortsætte og muligvis endda tage væsentligt til. Således anslås det i Global Environment Outlook, at Europas befolkning i 2015 vil være nået op på 862 millioner indbyggere (UNEP, 1997).

Antallet af husstande i Europa voksede fra 267 millioner i 1992 til 274 millioner i 1995. Tendensen går i retning af mindre husstande. Mellem 1950 og 1990 faldt det gennemsnitlige antal personer i hver husstand således fra 3,5

#### **Box 1.6: Påvirkning af forbrugsmønstre**

I Miljø for Europa-programmet fra 1995 er teorien den, at en nedbringelse af husholdningernes forbrug kræver statsstøttede incitamenter som f.eks. miljømærkning og afgifter.

Miljømærkning er et forholdsvis nyt og vellykket incitament. Resultatet har i nogle lande været en markant stigning i markedsandelen for de produkter, der sælges af økologiske landbrugsvirksomheder. Befolkningens støtte til sådanne politikker kan øges ved at benytte en "livscyklus"- eller "vugge-til-grav"-model, som er en forholdsvis objektiv metode til sammenligning af de miljøbelastninger, forskellige produkter er årsag til i deres levetid.

I Europa findes der allerede én regional og seks nationale miljømærkningsordninger. Bortset fra ordningen i Kroatien er alle disse ordninger blevet udviklet af EU-landene. Ordningerne kører sideløbende med EU's egen miljømærkningsordning, der blev indført i 1992. Hertil kommer, at den private sektor i visse lande på eget initiativ har indført miljømærkning, hovedsagelig som et middel til markedsføring af bestemte produkter.

De mange ordninger forvirrer forbrugeren, og International Standards Organisation (ISO) arbejder derfor på at udvikle standarder til harmonisering af principper og fremgangsmåder for miljømærkning. En del af den nuværende forvirring vil kunne fjernes, såfremt de forskellige nationale ordninger efterhånden afløses af EU's miljømærkningsordning. Men fem år efter EU-ordningens indførelse har kun 160 varer i 12 varegrupper fået tildelt EU's miljømærke. Kendskabet til EU's miljømærke blandt forbrugere er også forsvindende lille. I 1996 var kun 9% af den voksne befolkning i Det Forenede Kongerige således klar over

miljømærkets eksistens.

Der pålægges stadig flere miljøafgifter, og disse bliver stadig mere effektive (EEA, 1996). Mange miljøafgifter har dog mere et indtægtsskabende end et adfældsregulerende sigte (OECD, 1997b). Imidlertid vokser interessen for at nedsætte skatten på arbejde og øge skatten på energi og materialer ('den grønne skattereform'). Der fokuseres også meget på det beslægtede problem med miljøskadelige subsidier.

Disse instrumenter er formentlig - i hvert fald på kort eller mellemlangt sigt - ikke i sig selv tilstrækkelige til at skabe bæredygtige produktions- og forbrugsmønstre. Fremskridtene inden for miljømærkning vil sandsynligvis være længe om at slå igennem, da det sjældent er muligt entydigt at påvise, at et produkt er mindre miljøskadeligt end et andet. Dette skyldes, at der ikke er enighed om målelige og sammenlignelige miljømål. På de stadig mere globaliserede markeder er det blevet vanskeligere unilateralt at indføre markedsfordrejende foranstaltninger, og der er næsten ingen eksempler på direkte, multilateralt indførte økonomiske instrumenter med miljømæssigt sigte.

personer til 2,6 personer i Vesteuropa og fra 3,7 personer til 2,9 personer i Østeuropa. I udviklingslandene var husstandenes størrelse derimod stort set uændret, nemlig fem personer (IIASA, 1995). Tendensen til mindre husstande forventes at fortsætte i Europa som følge af den aldrende befolkning, den høje skilsmisserate og de mange unge, der flytter hjemmefra.

Denne tendens, som til en vis grad præger de fleste lande, har stor indflydelse på miljøet og forbrugsmønstrene. Mindre husstande er som regel mere miljøbelastende, fordi antallet af bygninger, der skal opvarmes, og benyttede husholdningsapparater stiger. Belysning og husholdningsapparater tegner sig for ca. 20% af husholdningernes energiforbrug i Nordeuropa, mens rumopvarmning tegner sig for ca. 50%. Huse og varige forbrugsgoder som f.eks. biler og køleskabe deles af færre mennesker. Der bliver derfor flere af dem, og det går ud over såvel vedvarende som ikke-vedvarende ressourcer.

Denne udvikling understreger nødvendigheden af at benytte "husstanden" som udgangspunkt for analyser af miljøproblemer i stedet for at gå ud fra "individet". En undersøgelse af de industrialiserede lande nåede f.eks. frem til, at en tredjedel af den årlige stigning i energiforbruget mellem 1970 og 1990 kunne tilskrives befolkningstilvæksten, hvis man gik ud fra "individet", mens resultatet efter "husstandsmetoden" var, at ca. tre fjerdedele af stigningen skyldtes en stigning i antallet af husstande. Hvis CO<sub>2</sub>-prognoserne for det næste århundrede baseres på husstande, ligger tallene 2-3 gange højere. Målene bliver derfor vanskeligere at opfylde, end hvis prognoserne baseres på "individet" (IIASA, 1995).

#### *Regionale forskelle*

Befolkningstilvæksten i Europa er ujævn. I visse CØE-lande og i NIS-landene faldt befolkningstallet mellem 1990 og 1995. Situationen i EU-landene har siden begyndelsen af 1960'erne været følgende (E-K, Regionalpolitik, 1994):

- Indbyggerne i mange regioner er flyttet fra landområder til byområder, særlig i Sydeuropa (se kapitel 12, afsnit 12.4). Dette er en følge af den voksende produktivitet i landbruget og overgangen til serviceøkonomi. I den senere tid er affolkningen af landområderne blevet bremset, undtagen i visse fjerntliggende landområder og bjergområder som f.eks. i de østlige delstater i Tyskland, i Portugal og dele af Spanien.
- Mange er flyttet fra bymidten til forstæderne, særlig i store byområder i Frankrig, Portugal, Spanien, Belgien og Grækenland (se afsnit 12.4). I Nordeuropa synes denne proces at være bremset.
- Befolkningstætheden i kystområderne er steget, især i dele af Sydeuropa. I Nordeuropa har de fleste kystområder længe været tætbefolkede.
- Befolkningstætheden er steget i "korridorerne" mellem de større byer. Dette fænomen har længe været kendt i Tyskland, Frankrig og Italien, men er forholdsvis nyt i Spanien og Portugal. Tendensen forventes også at slå igennem langs de nye korridorer mellem landene i Europa.
- Attraktive naturområder er ved at blive tættere befolket.

Disse processer forventes generelt at fortsætte. Dog vil man muligvis kunne vende befolkningsnedgangen i en række landområder ved hjælp af egnede politikker som f.eks. de politikker, EU's ministre for fysisk planlægning foreslog på deres møde i Noordwijk i juni 1997. Efterhånden som landbruget i Østeuropa reformeres, vil affolkningen af landområderne sandsynligvis blive et lige så stort problem dér som i Vesteuropa.

#### **Figur 1.7 Europas befolkning, 1950-95**

million mennesker

-NIS

-CØE

-Vesteuropa

Kilde: FN

**Kort 1.1 Befolkningstæthed, 1992**

Befolkningstæthed  
over 500  
Indbyggere pr. km<sup>2</sup>  
ingen data  
under 5

Kilde: WHO

Kort 1.1 (befolkningstæthed) og kort 1.2 (BNP pr. km<sup>2</sup>) giver tilsammen et omtrentligt billede af den geografiske fordeling af miljøbelastningen, hvis man går ud fra, at den samlede miljøbelastning er afhængig af befolkningstallet (kort 1.1) og befolkningens økonomiske aktiviteter (generaliseret i kort 1.2). Der tages her ikke hensyn til arten af disse aktiviteter, selv om det også er noget, der påvirker belastningen.

Begge kort viser tydeligt, at den centrale del af Europa, eller groft sagt det bånd af lande, der strækker sig fra Det Forenede Kongerige til Italien, er et område, hvor miljøet belastes meget som følge af en ophobning af menneskelige aktiviteter.

*Referencer*

Alexandratos, N. (red.) (1995). *World Agriculture: towards 2010; an FAO Study*. FAO, Rom, Italien.

Anon. (1997). The World Bank Streamlines its Strategy for Transition Countries. Interview med vicepræsident Johannes F. Linn. I *Transition* (nyhedsbrev), bind 8, nr. 1, s. 1-3.

Buchan, D. (1996). *The Single Market and Tomorrow's Europe*. En statusrapport fra Europa-Kommissionen fremlagt af Mario Monti, Kontoret for De Europæiske Fællesskabers Officielle Publikationer.

**Kort 1.2 BNP pr. km<sup>2</sup>, 1996**

Bruttonationalprodukt

1:30 000 000

BNP i 1 000 US\$ pr. km<sup>2</sup>

over 5 000

under 200

ingen data

Kilder: FN, OECD, EBGU

Central Planning Bureau (1996). *Omgevingsscenario's Lange Termijn verkenning 1995-2020*. [Environmental scenario's Long Term Outlook 1995-2020.] Haag, Nederlandene.

Dieren, W. van. (red.) (1995). *Taking Nature into Account - Towards a Sustainable National Income. A report to the Club of Rome*. New York, Copernicus.

EBGU (1996). *Transition Report 1996*. London, Det Forenede Kongerige.

EBGU (1997). *Transition Report Update 1997*. London, Det Forenede Kongerige.

Ecotec, BIPE & IFO (1997). *An Estimate of Eco-Industries in the European Union 1994. Summary Report*. Udarbejdet for GD XI og Eurostat. Europa-Kommissionens arbejdspapir nr. 2/1997/B/1.

E-K, Regionalpolitik (1994). *Europe 2000+. Cooperation for European territorial development*. Kommissionen for De Europæiske Fællesskaber, Luxembourg.

E-K (1997). GD III/Eurostat, *Panorama of EU Industry 1997*. Kommissionen for De Europæiske Fællesskaber, Luxembourg.

- EEA (1995). *Miljøet i Den Europæiske Union 1995. Revisionen af det femte miljøhandlingsprogram*. Det Europæiske Miljøagentur, København, Danmark.
- EEA, Det Europæiske Miljøagentur (1996). *Miljøafgifter: Implementering og miljømæssig effektivitet*. Environmental Issues series nr. 1, EEA, København, 1996, ISBN 92-9167-000-6.
- ERECO (1994a). *Europe in 1998. Economic Analysis and Forecasts*.
- ERECO (1994b). *European Regional Prospects*.
- Eurostat/E-K GD XXIII (1995). *Tourism in Europe*. Kommissionen for De Europæiske Fællesskaber, Luxembourg.
- Gielen, D.J & van Dril, A.W.N. (1997). *The basic metal industry and its energy use prospects for the Dutch energy intensive industry*. ECN, Petten.
- IIASA (1995). Population, Number of Households and Global Warming. I *Popnet*, nr. 27, IIASA, Østrig.
- Klavens, J. & Zamparutti, A. (1995). *Foreign Direct Investment and Environment in Central and Eastern Europe: a Survey*. World Bank Publications, Washington.
- Lanquar, R., m.fl. (1995). *Tourisme et Environnement en Méditerranée. Enjeux et prospective*. Les fascicules du Plan Blue, Paris, Economica.
- Møde mellem EU-landenes ministre for fysisk planlægning, Noordwijk, 9. og 10 juni 1997. *European Spatial Development Perspective. First Official Project*. Det Nederlandske Ministerium for Fysisk Planlægning, Haag, Nederlandene.
- Nichols, Ana (1997). Subsidised subsistence. *Business Central Europe* 1997(2): s. 29-30.
- OECD (1996). *OECD Economic Outlook*. Paris, Frankrig.
- OECD (1997a). *Economic globalisation and the environment*. Paris, Frankrig.
- OECD (1997b). *Evaluating Economic Instruments for Environmental Policy*. Paris, Frankrig.
- OECD (endnu ikke offentliggjort). *Building Capacity in the Environmental Goods and Services Industry in Central and Eastern European Countries, An Agenda for Action*, Paris, Frankrig.
- Oosterhuis, F. & Kuik, O. (1997). *Environmental impacts of trade liberalisation between the EU and the new market economies in Europe*. Undersøgelse bestilt af Det Europæiske Miljøagentur. IVM, Amsterdam, Nederlandene.
- Slob, A.F.L. m.fl. (1996). *Trendanalyse Consumptie en Milieu [Tendensanalyse: Forbrug og miljø]. En undersøgelse for Det Nederlandske Ministerium for Fysisk Planlægning, Bolig- og Miljøanliggender*.
- The Economist (1997). *Europe in Figures*. Profile Books Ltd.
- UNECE (1996). *Economic Bulletin for Europe*, Vol. 48 (1996). Secretariat for the Economic Commission for Europe, Genève, Schweiz.
- UNEP (1997). *Global Environment Outlook*. Oxford University Press.



USAID m.fl. (endnu ikke offentliggjort). *ENI Region State of the Environment Report*.

Verdensbanken (april 1994). *Environmental Action Programme for Central and Eastern Europe*. Forkortet udgave af det dokument, der blev godkendt på ministerkonferencen "Miljø for Europa". Luzern, Schweiz.

Verdensbanken (1996). *Annual Report 1996*. Washington.

WTO (1994). *Global Tourism Forecasts to the Year 2000 and beyond*. Bind 5: Europe. World Tourism Organisation, Madrid, Spanien.

WTO (1996). *Compendium of tourism statistics 1990-1994*. World Tourism Organisation, Madrid, Spanien.

## 2. Klimaændringer

(in margin: Hovedkonklusioner)

Siden 1900 er den årlige middellufttemperatur i Europa steget med 0,3-0,6°C. Klimamodellerne forudsiger en yderligere stigning på ca. 2°C frem til år 2100 i forhold til 1990-niveauet - med større temperaturstigninger i Nordeuropa end i Sydeuropa. Mulige konsekvenser heraf vil være stigninger i havenes vandstand, hyppigere og voldsommere regnskyl, oversvømmelser, tørke samt ændringer af flora, fauna og fødevarerproduktion. Hvor alvorlige disse følger vil blive, afhænger delvis af graden af tilpasning i de kommende år og årtier.

For at sikre, at yderligere temperaturstigninger højst bliver på 0,1°C pr. årti, og at vandstanden højst stiger med 2 cm pr. årti (foreløbige grænseværdier, der antages at kunne sikre en bæredygtig udvikling), må industrilandene nedbringe emissionen af drivhusgasser (kuldioxid, metan, dinitrogenoxid og forskellige halogenerede forbindelser) med mindst 30-55% frem til år 2010 i forhold til 1990-niveauet.

Disse tal er langt højere end de forpligtelser, der blev indgået af industrilandene på den tredje konference for parterne i De Forenede Nationers rammekonvention om klimaændringer (UNFCCC) i Kyoto i december 1997. Forpligtelserne gik ud på at nedbringe drivhusgasemissionen i størstedelen af de europæiske lande med 8% frem til år 2010 i forhold til 1990-niveauet. Nogle CØE-lande forpligtede sig til at reducere drivhusgasemissionen med mellem 5% og 8% frem til år 2010 i forhold til emissionsniveauet i 1990, mens Rusland og Ukraine gav tilsagn om at stabilisere emissionen på 1990-niveauet.

Det er usikkert, om EU vil nå det oprindelige UNFCCC-mål fastsat i 1992 om stabilisering af emissionen af kuldioxid (den vigtigste drivhusgas) på 1990-niveau senest i år 2000, eftersom emissionsniveauet i år 2000 ifølge prognoserne nu forventes at være op til 5% højere end 1990-niveauet. Stik modsat Kyoto-målsætningen om en 8% nedbringelse af drivhusgasemissionen i 2010 (for en "pakke" bestående af seks gasser, herunder kuldioxid) indebærer Europa-Kommissionens seneste "business as usual"-scenarier (før Kyoto) en 8% stigning af kuldioxidemissionen mellem 1990 og 2010 - med den største stigning (39%) i transportsektoren.

Forslaget om en af de vigtigste fællesskabsforanstaltninger, indførelse af en energi-/kuldioxidafgift, er endnu ikke blevet vedtaget. Nogle vesteuropæiske lande har dog allerede indført en sådan afgift (Danmark, Finland, Nederlandene, Norge, Sverige og Østrig). Der er desuden mulighed for at iværksætte andre former for foranstaltninger til nedbringelse af CO<sub>2</sub>-emissionen, og nogle af disse er nu ved at blive sat i gang i flere europæiske lande og i EU, f.eks. programmer for forbedring af energieffektiviteten, opførelse af kraftvarmeværker, brændstofomlægning til naturgas og/eller træ i stedet for kul, tiltag rettet mod valg af transportmiddel, og nyplantning af skov for at øge optagelsen af kuldioxid.

Energiforbruget, der hovedsagelig bygger på anvendelse af fossile brændstoffer, er den vigtigste kilde til kuldioxidemissionen. I Vesteuropa faldt kuldioxidemissionen fra fossile brændstoffer med 3% mellem 1990 og 1995. Dette skyldtes den økonomiske afmatning i perioden, omstruktureringen af industrien i Tyskland og brændstofomlægningen fra kul til naturgas i forbindelse med elproduktion. Energipriserne i Vesteuropa har i de seneste ti år været stabile og relativt lave sammenlignet med de tidligere prisniveauer, hvilket ikke tilskynder til at forbedre effektiviteten. Energiintensiteten (endeligt energiforbrug pr. BNP-enhed) er siden 1980 kun faldet med 1% om året.

Energiforbrugsmønstret ændrede sig markant mellem 1980 og 1995. Energiforbruget i transportsektoren steg 44%, i industrien faldt det 8%, og forbruget af andre brændstoffer steg 7%, hvilket især afspejler den øgede vejtransport og en udvikling væk fra energiintensiv sværindustri. Det samlede energiforbrug steg 10% mellem 1985 og 1995.

**Atomkraftens bidrag til den samlede energiforsyning steg i Vesteuropa mellem 1980 og 1994 fra 5 til 15%; i Sverige og Frankrig dækkes 40% af det samlede energibehov af atomenergi.**

**I Østeuropa faldt kuldioxidemissionen fra fossile brændstoffer 19% mellem 1990 og 1995, hovedsagelig på grund af den økonomiske omstrukturering. Energiforbruget til transport faldt i samme periode 3% i CØE og 48% i NIS. Energiforbruget i industrien faldt 28% i CØE og 38% i NIS. Energiintensiteten i CØE er ca. tre gange højere end i Vesteuropa og i NIS formentlig fem gange højere. Der er således gode muligheder for energibesparelser i disse lande. Ifølge et "business as usual"-referencescenario forventes energiforbruget i 2010 at være 11% lavere end i 1990 i NIS og 4% højere end i 1990 i CØE.**

**Atomenergiens bidrag til den samlede energiforsyning steg mellem 1980 og 1994 fra 2 til 6% i NIS og fra 1 til 5% i CØE. I Bulgarien, Litauen og Slovenien dækker atomenergi ca. en fjerdedel af det samlede energibehov.**

**Mellem 1980 og 1995 reduceredes metanemissionen i CØE og NIS med 40%. I Europa er der imidlertid stadig betydelige muligheder for yderligere reduktioner af metanemissionen, navnlig fra gasdistribution og kulminedrift. Emissionen af kvælstofforilte fra industrien og forbruget af kunstgødning vil formentlig også kunne reduceres yderligere i hele Europa.**

**Der er sket en hurtig nedbringelse af CFC-emissionen, efterhånden som produktionen og anvendelsen af disse stoffer udfases. Til gengæld vokser anvendelsen og emissionen af HCFC'er (som ligeledes er en form for drivhusgasser), der benyttes som erstatning for CFC'er. Det samme gælder for de senest identificerede drivhusgasser som f.eks. SF<sub>6</sub>, HFC'er og PFC'er, der indgår i den "pakke", for hvilken der fastsattes reduktionsmål i Kyoto.**

## 2.1. Indledning

Der er bred enighed om, at klimaændringer er en alvorlig potentiel trussel mod verdens miljø. Problemet søges løst på grundlag af De Forenede Nationers rammekonvention om klimaændringer (UNFCCC), senest på den tredje konference for parterne, der afholdtes i Kyoto i december 1997. EU har peget på klimaændringer som et af de vigtige miljøspørgsmål, der skal tages op under det femte miljøhandlingsprogram.

Klimaet påvirkes kraftigt af ændringer i de atmosfæriske koncentrationer af en række gasser, som absorberer de infrarøde stråler fra jordens overflade ("drivhuseffekten"). Vanddamp og kuldioxid (CO<sub>2</sub>) i atmosfæren fremkalder en naturlig drivhuseffekt, uden hvilken jordens overflade ville være ca. 33°C koldere end i dag (IPCC, 1990). Af andre vigtige drivhusgasser kan nævnes metan (CH<sub>4</sub>), dinitrogenoxid (N<sub>2</sub>O), og halogenerede forbindelser som f.eks. CFC'er og perfluorcarboner (PFC'er).

Gennem det seneste århundrede har menneskelige aktiviteter ført til stigende koncentrationer af drivhusgasser og andre forurenende stoffer i atmosfæren. I samme periode har der været en historisk høj stigning i den globale middeltemperatur. Det er ganske vist usikkert, hvor stor en del af denne opvarmning der kan tilskrives drivhusgasser, men det er bevist, at menneskelige aktiviteter forværrer drivhuseffekten og øger den globale opvarmning (IPCC 1996a).

Afbrænding af fossile brændstoffer er hovedkilden til den øgede drivhuseffekt. Andre kilder er landbruget og ændret arealanvendelse, herunder skovrydning, visse industriprocesser som f.eks. cementproduktion, deponering af affald, brug af køle- og opløsningsmidler samt produktion af skumplast.

Klimaændringerne som følge af den øgede drivhuseffekt forventes at få vidtrækkende konsekvenser:

- stigende vandstand og mulighed for oversvømmelse af lavtliggende områder;
- afsmeltning af gletschere og havis;
- ændrede nedbørsmønstre, som kan påvirke forekomsten af oversvømmelser og tørke;

- ændringer i forekomsten af ekstreme klimatiske forhold, især ekstremt høje temperaturer.

Disse konsekvenser af klimaændringerne vil påvirke økosystemerne, menneskers sundhed, vigtige erhvervssektorer som f.eks. landbruget samt vandressourcerne.

Selv om internationale forskere i de senere år har opnået en væsentlig bedre forståelse af sammenhængen mellem f.eks. emission af drivhusgas, atmosfæriske koncentrationer, temperaturer og klimaændringernes økonomiske omkostninger, ved man ikke med sikkerhed, hvor kraftigt de mulige følger vil slå igennem. Det Mellemstatslige Klimapanel (IPCC) har vurderet de mulige følger af de stadig højere, menneskeskabte koncentrationer af drivhusgasser. IPCC har opstillet en række scenarier, der dækker tidsrummet frem til 2100. Scenarierne spænder fra "business as usual"-scenariet til scenarier, der forudsætter lav vækst og et større skift til brug af ikke-fossile energikilder samt en væsentlig forøgelse af energieffektiviteten.

IPCC's resultater (IPCC, 1996a) dækker over store udsving. F.eks. viser beregningerne, at der kan blive tale om en stigning i den globale middeltemperatur på mellem 1°C og 3,5°C frem til 2100. Mange aspekter af klimaændringerne er usikre, især på regionalt og lokalt plan. Den europæiske forskning har bidraget til at mindske usikkerheden, men der kræves stadig yderligere forskning, f.eks. for at forbedre modelberegningerne på regionalt plan

Selv om det er usikkert, hvor grænsen for klimaændringerne går, hvis der skal sikres en bæredygtig udvikling, går man generelt ud fra, at en indsats for at begrænse drivhusgasemissionen og kontrollere den globale opvarmning er essentiel. Der er også enighed om vigtigheden af at undersøge mulighederne for gennem tilpasning at minimere de skadelige konsekvenser af klimaændringerne. Tidsplanen for indsatsen har stor betydning, idet der går lang tid mellem nedbringelsen af drivhusgasemissionen og stabiliseringen af koncentrationerne i atmosfæren.

I dette kapitel gennemgås nogle af de vigtigste indikatorer for klimaændringer, ligesom emissions- og koncentrationsniveauerne analyseres. Endelig ses der på energiforbruget, som er hoveddrivkraften bag klimaændringerne. Kapitlet afsluttes med en oversigt over de iværksatte politiske tiltag af betydning for Europa.

## 2.2. Klimaændringer: Indikationer og virkninger

### *Temperatur*

Den gennemsnitlige globale overfladetemperatur er siden slutningen af det nittende århundrede steget mellem 0,3°C og 0,6°C (IPCC, 1996b). I 1997 (globalt set det varmeste år, der nogensinde er registreret) lå den gennemsnitlige globale overfladetemperatur 0,43°C over gennemsnittet for 1961-90. Figur 2.1 viser de gennemsnitlige globale overfladetemperaturer siden 1900 sammenlignet med gennemsnittet for 1961-90.

Den generelle tendens for Europa (figur 2.2) svarer til den globale tendens med 1990'erne som den varmeste periode. År-til-år-variationerne er større for Europa end for resten af verden, fordi tidsseriegennemsnittene beregnes for et mindre geografisk område.

IPCC's middelestimat viser, at den globale middeltemperatur i 2100 vil være 2°C højere end i 1990 (usikkerhedsinterval: 1°C-3,5°C) med mulighed for større regionale variationer. I Europa tyder klimamodellerne på, at de gennemsnitlige temperaturstigninger vil svare til de estimerede globale stigninger, og at opvarmningen vil blive større på de nordlige end på de sydlige breddegrader.

### *Vandstand i havene*

Den globale opvarmning får havene til at udvide sig og øger afsmeltingen af gletschere og havis. Klimaændringer kan således påvirke vandstanden. Denne er steget med 10-25 cm i de seneste 100 år afhængig af, hvilken del af kloden der betragtes. Stigningstakten synes ikke at ændre sig. Det vides ikke,

hvornår den seneste stigning i vandstanden begyndte, men stigningen er sket væsentlig hurtigere end gennemsnittet for de sidste par tusinde år (IPCC, 1996b).

Ifølge IPCC's modelberegninger kan vandstanden i år 2100 være steget med 50 cm (interval: 15 cm-95 cm) i forhold til i dag (IPCC, 1996b). Beregningerne er fortsat behæftet med stor usikkerhed, især hvad angår indlandsisens bidrag og "adfærd" (IPCC, 1996b).

Stigende vandstand i havene kan få en række konsekvenser, herunder:

- oversvømmelse og fortrængning af vådområder og lavtliggende områder;
- øget saltindhold i flodmundinger;
- ødelæggelse af ferskvandsførende lag.

**Figur 2.1 Global middeltemperatur, 1900-97**

Årlig afvigelse fra årsmiddeltemperaturen, 1961-1990  
normal middeltemperatur  
Filtreret (efter Gauss-metoden)

Kilde: WMO

**Figur 2.2 Middeltemperatur i Europa, 1900-96**

Årlig afvigelse fra årsmiddeltemperaturen, 1961-1990  
normal middeltemperatur  
Filtreret (efter Gauss-metoden)

Kilde: ECSN European Climate Support Network

De mest udsatte områder vil være tidevandsdeltaer, kystsletter, sandstrande, kystnære øer og vådområder samt flodmundinger. I Europa er de mest udsatte områder kysterne i Nederlandene, Tyskland, De Baltiske Stater, Ukraine og Rusland samt visse Middelhavsdeltaer (IPCC, 1997).

I Europa levede i 1990 ca. 30 millioner mennesker i områder, hvor risikoen for oversvømmelse som følge af stormflod var "én gang pr. 1 000 år"; en stigning i middelvandstanden på én meter vil øge dette antal til ca. 40 millioner (IPCC, 1997). En sådan vandstandsstigning skønnes også at ville reducere de europæiske marskområders areal med 45% og andre områder, som er dækket ved flod og afdækket ved ebbe, med 35%. Udsættes disse områder for yderligere belastninger, vil dette forstærke effekten med heraf følgende potentielt alvorlige konsekvenser for biodiversiteten, især fuglebestande (IPCC, 1997).

Kystområder kan påvirkes af klimaændringer på andre måder end ved vandstandsstigninger. F.eks. i Nederlandene vil en forøgelse af intensiteten af især kraftige storme med 10% ledsaget af ændringer i vindretningen kunne volde større skade end 60 cm's vandstandsstigning (Bijlsma m.fl., 1996, Peerbolte m.fl., 1991).

Mulige forholdsregler over for truslen om stigende vandstande er følgende (forholdsreglerne kan eventuelt kombineres):

- planlagt tilbagetrækning – opgivelse af landarealer og bygninger og flytning længere ind i landet;
- tilpasning – fortsætte med at bruge arealerne samtidig med, at der træffes tilpasningsforanstaltninger;
- beskyttelse af sårbare områder.

Omkostningerne ved at beskytte sig imod eller tilpasse sig en vandstandsstigning på én meter er blevet anslået til 12 300 millioner US\$ for Nederlandene, 1 400 millioner US\$ for Polen og 23 500 millioner US\$ for Tyskland (1990-US\$) (Bijlsma m.fl., 1996).

I Det Forenede Kongerige har man nøje undersøgt skadevirkningerne og tilpasningsomkostningerne (UK CCIRG, 1996). Ca. 40% af fremstillingsindustrien i Det Forenede Kongerige ligger ved kysten. I England og Wales er 31% af kystlinjen bebygget, og 26 millioner mennesker bor i byer ved kysten. Endvidere ligger 8% af den gode landbrugsjord ("klasse 1-3") mindre end fem meter over havets overflade og er således sårbar over for kystoversvømmelser (Whittle 1990). 198 000 hektar af denne jord udgør 57% af den bedste ("klasse 1") landbrugsjord i England og Wales. Selv om disse arealer er bedre beskyttet mod oversvømmelser, kan de stadig blive oversvømmet under ekstreme forhold. Et højere grundvandsspejl vil forringe dræningsmulighederne og gøre jorden mere saltholdig. Alt dette vil forringe landbrugets produktivitet. Tilsvarende virkninger kan forventes andre steder.

Man har ikke beregnet, hvad det vil koste at beskytte hele Det Forenede Kongeriges kyst. Men omkostningerne ved at beskytte ét område, East Anglia, mod en vandstandsstigning på 80 cm (som ville volde skader for 2 300 millioner US\$) anslås til 800 millioner US\$.

#### *Nedbør*

Nedbørsmængden og -mønstret i Europa har også ændret sig i dette århundrede. Det er dog vanskeligt at påvise klare tendenser, da naturen hele tiden ændrer sig. Nedbørsmængden er generelt steget i den nordlige halvdel af Europa og faldet i Sydeuropa. Siden 1900 er nedbørsmængden i Nordskandinavien vokset med ca. 5% pr. århundrede, og i andre dele af Nordeuropa er der registreret stigninger på ca. 2% pr. århundrede (IPCC, 1996b). I Syditalien og det sydlige Grækenland er nedbørsmængden faldet med ca. 5% pr. århundrede. I Skotland viser en gennemgang af optegnelser fra 1757 til 1992, at der har været tale om store årlige stigninger i nedbørsmængden, især siden slutningen af 1970'erne. Til gengæld regner det mindre om sommeren (Smith, 1995).

Alle klimamodeller tyder på, at den globale middelnedbør vil stige, men at stigningerne i Europa vil være mindre end den globale stigning. Mens nedbøren har en væsentlig direkte effekt på planter, har jordfugtigheden større betydning for kontrollen med planternes vækst og overlevelse. Global opvarmning påvirker jordfugtigheden ved at øge fordampningen og ændre afstrømningen. Modelberegninger af disse processer tyder på, at jordfugtigheden i Europa vil falde.

#### *Hydrologi og vandressourcer*

Gletscherne i Alperne har siden midten af det nittende århundrede trukket sig tilbage (Haeberli og Hoelzle 1995), hvilket især har påvirket de sæsonmæssige udsving i flodstrømningen. I samme periode er det hydrologiske kredsløb dog blevet stadig mere påvirket af mennesket, hvilket slører klimaændringernes indflydelse. I de seneste årtier er flodstrømmene blevet kraftigere i Nordeuropa (McMichael m.fl., 1996), hvilket er konsistent med de observerede stigende nedbørsmængder (Dai m.fl., 1997).



Klimaændringer vil øge de vandrelaterede belastninger i de områder i Europa, hvis hydrologiske balance i forvejen er sårbar. Det drejer sig om Middelhavsområdet, Alperne, Nordskandinavien, kystområder og Central- og Østeuropa (IPCC, 1997).

Den globale opvarmning kan bevirke, at de europæiske Alper over de næste 100 år mister 95% af gletschermassen (Haeberli og Hoelzele, 1995). Endvidere vil snelinjen blive rykket 150 meter længere op, hver gang temperaturen lokalt stiger 1°C. Disse ændringer vil påvirke afstrømningen og flodstrømningerne såvel tids- som volumenmæssigt. De heraf følgende ændringer i det hydrologiske kredsløb er vanskelige at vurdere. Der kan bl.a. blive tale om en stigning i hyppigheden og omfanget af oversvømmelserne samt en forringelse af vandkvaliteten som følge af indtrængen af saltvand i grundvandet ved kysterne. En anden konsekvens kan være en langsommere flodgennemstrømning. Vandkvaliteten vil blive påvirket mest de steder, hvor saltindholdet allerede er et problem som følge af overudnyttelse af de vandførende lag (IPCC, 1997).

#### *Økosystemer, landbrug og skovbrug*

Det er vanskeligt at forudse, hvorledes økosystemerne generelt vil reagere på ændringer i temperatur, nedbørsmængde, jordfugtighed, kuldioxidindhold i atmosfæren og andre faktorer, som påvirkes af klimaændringer. Det vil endvidere være vanskeligt at opgøre klimaændringernes indvirkning på Europas naturlige flora og fauna og på landbrug og skovbrug. Der foreligger ingen optegnelser, der entydigt viser en sammenhæng mellem tidligere ændringer i flora, fauna osv. og klimaændringerne. Der kan således højst blive tale om forsigtige og usikre estimater.

Den vigtigste indvirkning på de enkelte vilde plante- og dyrearter forventes at blive ændringer i disses geografiske udbredelse (Huntley, 1991). En årlig stigning i middeltemperaturen på 1°C vil rykke klimazonerne 200-300 km mod nord eller 150-200 m opad.

Ved en temperaturstigning i Europa på 2°C over 50 år vil klimabælterne rykke mod nord hurtigere, end det er muligt for mange plantearter at migrere. I bjergområder vil vegetationen endvidere blive tvunget opad, og kan så måske ikke finde egnede voksesteder. Migrationsmulighederne vil mange steder i Europa være begrænsede som følge af den intensive arealudnyttelse.

Klimaændringer kan påvirke landbrug og skovbrug på flere måder, bl.a. med hensyn til placering, vækstsæsoner og produktivitet. En større klimavariabilitet kan gøre nogle afgrøder mere udsatte for eksempelvis sen frost. Af visse undersøgelser fremgår det, at den globale opvarmning kan føre til en øget landbrugsproduktion i det meste af Europa (Peris m.fl., 1996). Forekomsten af skadedyr og sygdom kan dog også blive øget (UK CCIRG, 1991).

Klimaændringernes mulige skadelige virkninger kan gennem tilpasning mindskes på mange måder (IPCC, 1997). Den naturlige flora og fauna kan gøres mindre sårbar ved at mindske andre former for belastning eller lade dem migrere. Landbruget kan tilpasse sig ved at ændre tidspunktet for såning eller dyrke arter, der er længere om at modnes. Man kan også gå over til at dyrke afgrøder fra varmere klimaer. Skovbruget kan f.eks. tilpasses ved at forbedre brand-, skadedyrs- og sygdomskontrollen samt ved skovplantning.

### **2.3. Bidrag til den globale opvarmning og koncentrationer af drivhusgasser**

Drivhusgassernes bidrag til den globale opvarmning, og dermed også deres virkninger på havenes vandstand, nedbørsmængden og økosystemerne, afhænger af gassernes koncentration i luften, opholdstid i atmosfæren og evne til at absorbere stråling. Eksempelvis er CFC'er af stor betydning, selv ved meget små koncentrationer i

**Tabel 2.1 Drivhusgasser - kilder og bidrag til den globale opvarmning**

Gas	Vigtigste menneskeskabte kilder	Bidrag (%)
CO <sub>2</sub>	Energiforbrug, skovrydning og ændringer i arealanvendelsen, cementproduktion	65

CH <sub>4</sub>	Energiproduktion og -forbrug, dyr, rismarker, affald, lossepladser, biomasseafbrænding, spildevand fra husholdninger	20
Halogenerede forbindelser	Industri, køling, aerosoler, skumplastproduktion, opløsningsmidler	10
N <sub>2</sub> O	Gødet jord, landdrydning, syreproduktion, afbrænding af biomasse og fossile brændstoffer	5

atmosfæren. CFC'ernes levetid er nemlig typisk ca. 100 år, og hvert CFC-molekyle har en flere tusinde gange kraftigere drivhuseffekt end et kuldioxidmolekyle. De forskellige gassers virkninger sammenlignes ofte ud fra gassernes globale opvarmningspotentiale (GWP) i forhold til CO<sub>2</sub>, hvor CO<sub>2</sub> får værdien 1. GWP-værdierne afhænger især af tidshorizonten. Eksempler på GWP-værdier over en 100-årig periode er 21 for CH<sub>4</sub>, 310 for N<sub>2</sub>O og adskillige tusinde for en række halogenerede forbindelser (IPCC, 1996b). De emissionsenheder, der bygger på GWP-værdierne, kaldes "CO<sub>2</sub>-ækvivalenter".

Tabel 2.1 viser de vigtigste menneskeskabte drivhusgassers procentvise bidrag til den nuværende globale opvarmning og de vigtigste emissionskilder (se nærmere herom i afsnit 2.4).

Ud over gasserne i tabel 2.1 kan også troposfærisk ozon (O<sub>3</sub>) øge den globale opvarmning. IPCC anslår, at O<sub>3</sub> i dag bidrager med yderligere 16% til den samlede opvarmningseffekt af den hidtidige menneskeskabte drivhusgasemission.

Aerosoler bestående af små partikler eller dråber, enten i form af primære aerosoler (direkte emission) eller sekundære aerosoler (dannet i atmosfæren af SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og ammoniak), kan virke afkølede. Afkølingen sker både direkte ved en spredning af sollyset og indirekte gennem ændringer af skyernes egenskaber. Det er usikkert, hvor stor effekten er. IPCC antager i sine modelberegninger, at aerosolerne har opvejet ca. 50% af den hidtidige samlede opvarmning forårsaget af de vigtigste drivhusgasser. I modsætning til drivhusgasser har aerosoler imidlertid kun en kort levetid i atmosfæren, hvilket betyder, at de ikke fordeles over hele kloden. Aerosolernes virkninger er således regionale og kortvarige og opstår især over regioner som f.eks. Europa, USA og Kina. I Europa falder SO<sub>2</sub>- og NO<sub>x</sub>-emissionen dog, og dermed også produktionen af sekundære aerosoler (se kapitel 4, afsnit 4.5). Derfor er aerosolernes afkølede virkning muligvis mindre i Europa end i andre områder som f.eks. Kina.

De store udsving i drivhusgassernes levetid i atmosfæren bevirker, at tidshorizonten for deres bidrag til den globale opvarmning kan variere mellem 20 og flere tusinde år. Der går lang tid mellem en emissionsreduktion og stabiliseringen af den atmosfæriske koncentration. Når først en klimaændring er slået igennem, varer det længe, før indsatsen for at vende udviklingen får effekt.

**Figur 2.3 CO<sub>2</sub>-koncentrationer, 1958-95**

Mauna Loa (Hawaii)

Schauinsland (Tyskland)

Kilde: Thoning m.fl., 1994, Fricke & Wallasch, 1994

**Figur 2.4 CH<sub>4</sub>-koncentrationer, 1983-96**

Mauna Loa (Hawaii)

Mace Head (Irland)

Kilde: Dlugokencky m.fl., 1993, Prinn m.fl., 1983, Prinn m.fl., 1997

**Figur 2.5 N<sub>2</sub>O-koncentrationer, 1978-96**

Point Matatula, Amerikansk Samoa

Adrigole, Irland

Mace Head, Irland

Kilde: Prinn m.fl., 1983, Prinn m.fl., 1990,  
Prinn m.fl., 1997.

Koncentrationen af CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O i atmosfæren er siden den præindustrielle tid vokset markant. De atmosfæriske koncentrationer af halogenerede forbindelser, som ikke forekommer naturligt, er vokset hurtigt i de seneste årtier, hvor der er gjort udstrakt brug af disse forbindelser (se kapitel 3, figur 3.4). Koncentrationen af haloner, chlorfluorcarboner (CFC'er), 1,1,1-trichlorethan og carbontetrachlorid er faldende.

Kuldioxidkoncentrationen steg med 30% fra et præindustrielt niveau på ca. 280 ppmv til 358 ppmv i 1995. Koncentrationen øges med ca. 1,5 ppmv om året. I figur 2.3 vises de månedlige middelkoncentrationer, der er registreret i Mt. Schauinsland i Tyskland og Mauna Loa i Hawaii. Mauna Loa-området er afsidesliggende og ret upåvirket af lokale kilder og giver således et godt billede af de globale gennemsnitskoncentrationer. De sæsonmæssige udsving skyldes planternes kulstofoptagelse i vækstsæsonen.

I 1995 var den globale gennemsnitskoncentration af metan på ca. 1720 ppbv, hvilket er ca. to en halv gange mere end den præindustrielle koncentration på ca. 700 ppbv. Gennemsnitskoncentrationen stiger for tiden med ca. 8 ppbv om året. I figur 2.4 vises resultaterne af målinger ved Mauna Loa samt i Mace Head i Irland. De højere koncentrationer i Irland afspejler større regional emission.

I 1995 blev koncentrationen af dinitrogenoxid i atmosfæren anslået til ca. 312 ppbv, hvilket er ca. 15% over det præindustrielle niveau. Koncentrationen stiger i dag med ca. 0,5 ppbv om året. Figur 2.5 viser resultaterne af målinger i Point Matatula, Amerikansk Samoa, og i Irland.

#### *Beslægtede stoffer og andre miljømæssige virkninger*

Nogle af drivhusgasserne samt andre stoffer, der bidrager til drivhuseffekten, kan have andre miljøvirkninger end global opvarmning. Mange af disse virkninger beskrives i andre kapitler og vil derfor ikke blive nærmere behandlet her. Problemerne kan dog være indbyrdes forbundne, og indsatsen på ét område kan meget vel have såvel gavnlige som skadelige virkninger på andre områder, som f.eks.:

- En nedbringelse af CFC-emissionen for at reducere nedbrydningen af ozonlaget i stratosfæren vil også mindske den direkte globale opvarmning forårsaget af disse gasser, men ikke den indirekte afkøling forårsaget af nedbrydningen af ozonlaget i stratosfæren;
- En nedbringelse af metanemissionen for at reducere den globale opvarmning vil også reducere det generelle baggrundsniveau for troposfærisk ozon;

#### **Figur 2.6 Global CO<sub>2</sub>-emission**

Oceanien  
 Nordamerika  
 Mellemøsten  
 Fjernøsten  
 Asien ("den centralstyrede del")  
 Central- & Sydamerika  
 Afrika  
 Østeuropa  
 Vesteuropa

Kilde: Marland & Boden, 1997

- En nedbringelse af SO<sub>2</sub>-, NO<sub>x</sub>- og ammoniakemissionen vil reducere forureningen. Dette vil dog have den sekundære virkning, at også dannelsen af sulfat- og nitrataerosoler, som har en afkølede effekt på regionalt plan, reduceres;
- En nedbringelse af emissionen af røg fra fossile brændstoffer (sod), der fremmer drivhuseffekten, vil reducere såvel den globale opvarmning som luftforureningen i byerne.

## 2.4 Tendenser i drivhusgasemissionen

### *Kuldioxid*

Den største menneskeskabte kuldioxidkilde er afbrænding af fossile brændstoffer som led i elproduktionen og den direkte varmeproduktion samt inden for transport og industri. Andre væsentlige kilder er ændringer af arealanvendelsen samt cementproduktion. De naturlige systemer udsender og optager store mængder CO<sub>2</sub> i den naturlige carboncyklus ved fotosyntese og respiration. Disse naturlige processer er normalt i balance og fører således ikke til en nettoemission af CO<sub>2</sub>. Menneskelige aktiviteter kan forstyrre disse systemer og give anledning til en nettoemission (f.eks. ved skovrydning) eller en nettooptagelse (f.eks. ved rejsning af ny skov).

Globalt set er hovedkilderne afbrænding af fossile brændstoffer (77%), industriprocesser som f.eks. cementproduktion (2%) og ændret arealanvendelse (21%). I Europa er fordelingen en anden: afbrænding af fossile brændstoffer (98%) og industriprocesser (2%), mens ændret arealanvendelse faktisk kan fungere som dræn og derved absorbere op til ca. 13% af CO<sub>2</sub>-emissionen i Europa. Skønnene over emissionen ved ændret arealanvendelse er langt mere usikre end for andre kilder. I figur 2.6 vises den globale emission (udelukkende fra afbrænding af fossile brændstoffer og cementproduktion) siden 1950. I dag tegner Europa sig for 29% af verdens menneskeskabte CO<sub>2</sub>-emission fra fossile brændstoffer og industriprocesser.

Figur 2.7 viser i mere detaljeret form tendenserne i den samlede CO<sub>2</sub>-emission i Europa siden 1980. Det markante fald i emissionsniveauet i Central- og Østeuropa samt NIS (20% mellem 1990 og 1995) er et resultat af den økonomiske omstrukturering.

3%-nedgangen i emissionen fra Vesteuropa mellem 1990 og 1995 kan især tilskrives de faldende industrielle og økonomiske vækstrater, omstruktureringen af den tyske industri samt omlægningen fra kul til naturgas i elproduktionen.

### **Figur 2.7 CO<sub>2</sub>-emission i Europa, 1980-94**

mio. tons

Nye Uafhængige Stater

Central- og Østeuropa

Vesteuropa

Kilde: EEA-ETC/AE, 1997

**Figur 2.8 CO<sub>2</sub>-emission pr. indbygger i Europa i 1994**

Vesteuropa

Central- og Østeuropa

Nye Uafhængige Stater

Luxembourg

Danmark

Belgien

Finland

Nederlandene

Tyskland

Det Forenede Kongerige

Irland

Norge

Island

Grækenland

Østrig

Liechtenstein

Sverige

Italien

Frankrig

Schweiz

Spanien

Portugal

Estland

Malta

Tjekkiet

Polen

Bulgarien

Slovakiet

Slovenien

Ungarn

Litauen

Letland

Rumænien

Den Tidligere Jugoslaviske Republik Makedonien

Kroatien

Tyrkiet

Bosnien-Hercegovina

Albanien

Rusland

Ukraine

Hviderusland

Aserbajdsjan

Moldova

Georgien

Armenien

Ktons pr. indbygger

Kilde: EEA-ETC/AE, 1997

Figur 2.8 viser CO<sub>2</sub>-emissionen pr. indbygger. Variationerne fra land til land er stort set ens for alle tre landegrupper (Luxembourg har en høj emission pr. indbygger, fordi landet har en lille befolkning og en stor stålindustri, samtidig med at brændstoffer er forholdsvis billige).

Sammenligninger, som tager hensyn til forskelle i velstandsniveauet, giver et vigtigt fingerpeg om de sandsynlige fremtidige tendenser. Figur 2.9 viser CO<sub>2</sub>-emissionen pr. BNP-enhed for 1994. Når undtages dele af det tidligere Jugoslavien samt Albanien er emissionen pr. BNP-enhed væsentlig højere i Central- og Østeuropa (3,3 tons/\$) og i De Nye Uafhængige Stater (2,4 tons/\$) end i Vesteuropa (0,55 tons/\$). Dette afspejler den ineffektive energiudnyttelse og overvægten af energiintensiv sværindustri i Østeuropa.

I Vesteuropa har den største bidrager siden 1990 været energiforsyningssektoren, især elproduktion (figur 2.10). Emissionen fra industrien er faldet, og emissionen fra transportsektoren er øget, således at de nu er nogenlunde lige store. Hovedforskellen mellem Vesteuropa og Central- og Østeuropa er, at transportsektoren bidrager mindre og industri- og energiforsyningssektoren mere til CO<sub>2</sub>-emissionen i Central- og Østeuropa end i Vesteuropa. Mellem 1990 og 1995 faldt emissionen fra alle sektorer i Central- og Østeuropa. Det kan dog forventes, at der her, i lighed med hvad der er sket i Vesteuropa, vil komme en forøgelse af emissionen fra vejtransportsektoren.

#### *Metan*

Den globale menneskeskabte metanemission ligger på 375 millioner tons om året, hvoraf ca. 27% stammer fra anvendelse af fossile brændstoffer. Europas emission tegner sig for ca. 11% af det samlede tal. Hovedkilderne er udsivning fra naturgasnettene samt kulmineindustrien og landbruget – især fra drøvtyggere og risafgrøder. Naturlige kilder som f.eks. vådområder vejer også tungt og tegner sig skønsmæssigt for ca. 20% af den globale emission (IPCC, 1996b).

Figur 2.11 viser emissionstendenserne i Europa siden 1980. Dataene er mere usikre end emissionsdataene for CO<sub>2</sub>, da der foreligger færre tal vedrørende de vigtigste emissionskilder i landbruget. Dataene for Østeuropa er mere usikre end for Vesteuropa, og data fra før 1990 er ikke i alle tilfælde sammenlignelige med senere data.

#### **Figur 2.9 CO<sub>2</sub>-emission pr. BNP-enhed i 1994**

Grækenland  
Luxembourg  
Portugal  
Irland  
Belgien  
Nederlandene  
Det Forenede Kongerige  
Tyskland  
Finland  
Spanien  
Danmark  
Italien  
Island  
Østrig  
Norge  
Frankrig  
Sverige  
Schweiz  
Liechtenstein  
Estland  
Polen



Tjekkiet  
Bulgarien  
Rumænien  
Slovakiet  
Litauen  
Den Tidligere Jugoslaviske Republik Makedonien  
Ungarn  
Malta  
Letland  
Kroatien  
Tyrkiet  
Slovenien  
Bosnien-Hercegovina  
Albanien  
Aserbajdsjan  
Ukraine  
Rusland  
Armenien  
Hviderusland  
Georgien  
  
Vesteuropa  
Central- og Østeuropa  
Nye Uafhængige Stater  
kg pr. US\$

Note: i 1994-US\$

Kilde: EEA-ETC/AE, 1997

**Figur 2.10 CO<sub>2</sub>-emission fordelt på sektorer**

Vesteuropa  
CØE  
andre  
husholdninger  
transport  
industri  
energi

Kilde: EEA-ETC/AE, 1997

Figur 2.12 viser ændringerne mellem 1980 og 1995 i de forskellige sektorerers procentvise bidrag til metanemissionen. Der er kun sket få ændringer i forholdet siden 1980. Emissionen fra energiproduktionen skyldes hovedsagelig kulminedrift og udsivning fra gasdistributionssystemer. Bortskaffelse af affald, som her er medtaget under industri, må betragtes som en hovedkilde som følge af de store metanudslip fra deponeringsanlæg. Landbruget er også en hovedkilde til metanemissionen med kjerne som "hovedbidragydere".

#### *Dinitrogenoxid*

Globalt udledes mellem 3 og 8 millioner tons  $N_2O$  om året som følge af menneskelige aktiviteter. Den store usikkerhed skyldes mangler i forståelsen af de involverede processer og globale variationer. Globalt set stammer den største emission fra gødsket landbrugsjord. Industrien er ansvarlig for enkelte store udslip fra specifikke processer som f.eks. fremstilling af adipinsyre (benyttes i nylonproduktionen) og salpetersyre (som vejer tungt i visse lande, især i Europa). Emissionen fra brug af fossile brændstoffer er små.

Figur 2.13 viser tendenserne i  $N_2O$ -emissionen i Europa siden 1980. Som det er tilfældet med metan, er  $N_2O$ -dataene mere usikre end  $CO_2$ -dataene, fordi tallene for landbrugssektoren, som er den vigtigste emissionskilde, er mindre velunderbyggede.

Som følge af et fald i brugen af gødning er emissionen af dinitrogenoxid fra landbruget blevet mindre i Central- og Østeuropa (figur 2.14). Også industriemissionen – især fra salpetersyre- og nylonproduktion – er faldet, om end i mindre grad. Faldet skyldes økonomisk omstrukturering. I Vesteuropa er der registreret et mindre fald i industriemissionen, mens emissionen fra landbruget er uændret. Emissionen fra vejtransport er øget i Vesteuropa, bl.a. som følge af voksende trafik, men især på grund af indførelsen af trevejskatalysatorer. Disse medfører et væsentligt fald i nitrogenoxid-, kulilte- og kulbrinteemissionen, men fører til gengæld til en mindre stigning i  $N_2O$ -emissionen.

#### *Halogenerede gasser*

I kapitel 3 behandles tendenserne i emissionen af halogenerede gasser som f.eks. CFC'er. CFC-emissionen er hastigt på vej ned, efterhånden som brugen af CFC'er udfases i overensstemmelse med Montreal-protokollen (se kapitel 3). Derimod vokser emissionen af erstatningsgasser, især HCFC'er og HFC'er, som begge er drivhusgasser. Andre potentielt vigtige drivhusgasser som f.eks. perfluorcarboner (f.eks.  $CF_4$  og  $C_2F_6$ ) og svovlhexafluorid ( $SF_6$ ) udledes kun i små mængder og har derfor kun ringe indflydelse på den globale opvarmning. Der foreligger for få data om disse gasser til, at man kan påvise tendenser. Men gassernes lange levetid i atmosfæren og store potentiale som kilde til global opvarmning kan øge deres betydning fremover, hvis stigningen i emissionerne fortsætter. I figur 3.4 vises tendenserne i de atmosfæriske koncentrationer af nogle af disse gasser.

#### **Figur 2.11 $CH_4$ -emission i Europa, 1980-95**

Nye Uafhængige Stater  
Central- og Østeuropa  
Vesteuropa  
mio. tons

Kilde: EEA-ETC/AE, 1997

#### **Figur 2.12 $CH_4$ -emission fordelt på sektorer**

andre  
husholdninger  
landbrug  
transport  
industri  
energi  
Vesteuropa

CØE

Kilde: EEA-ETC/AE, 1997

### Overview over drivhusgasemissionen i Europa

Figur 2.15 viser i absolutte tal og pr. indbygger den CO<sub>2</sub>-ækvivalente emission af CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O fra Vesteuropa og Central- og Østeuropa. Central- og Østeuropas samlede emission er mindre end Vesteuropas, mens emissionen pr. indbygger ligger på samme niveau.

Hvis man anvender en tidshorisont på 100 år for beregning af CO<sub>2</sub>-ækvivalenter tegnede Europas samlede emission i 1994 sig for ca. 30% (usikkerhedsinterval 24-38%) af det samlede menneskeskabte bidrag til den globale opvarmning.

## 2.5. Drivende kræfter

Hovedkilderne til klimaændringerne er energianvendelse, landbrug, bortskaffelse af affald og industriaktiviteter. Det kritiske punkt er stabiliseringen af kuldioxidkoncentrationerne. Nøglen til løsning af problemet er en reduktion af brugen af fossile brændstoffer. Metanemissionen kan sandsynligvis reduceres ved at øge genanvendelsen af affald (i stedet for deponering på lossepladser) og mindske udsivningen fra ledningsnettene. CFC'erne er ved at blive udfaset, men til gengæld stiger forbruget af mere ozonvenlige erstatningsprodukter, hvoraf nogle er drivhusgasser (se kapitel 3, afsnit 3.4). Da udviklingen i brugen af fossile brændstoffer er et centralt element i klimaændringsproblematikken, vil dette kapitel fokusere på energi og energieffektivitet. De tilsvarende oplysninger om transport findes i kapitel 4, afsnit 4.6.

### 2.5.1. Brug af energi - den dominerende faktor

Det globale energiforbrug er gennem det meste af dette århundrede steget med rekordfart, og selv om vedvarende og nukleare kilder tegner sig for en stadig større andel af energiforbruget, dækker fossile brændstoffer stadig over 90% af verdens energiforbrug (UNEP, 1994). Siden 1990 er stigningen i den globale energiforbrug aftaget. Dette skyldes især et mindre energiforbrug i Østeuropa.

Figur 2.16 viser, hvorledes slutenergiforbruget (energi brugt af forbrugerne, men eksklusive de mængder, der går til spildevand i produktionen og distributionen) i Vesteuropa er vokset gradvis med en samlet stigning på 10% mellem 1985 og 1995. Mellem 1990 og 1996 faldt energiforbruget med 18% i CØE og 26% i NIS, mens det samlede energiforbrug i Europa blev reduceret med 11% mellem 1990 og 1995.

Figur 2.17 viser udviklingen i Europas slutenergiforbrug mellem 1980 og 1995 i forskellige sektorer. Den største ændring i Vesteuropa skete i transportsektoren, hvor energiforbruget øgedes med 44%. I samme periode faldt industriens energiforbrug med 8%, mens brugen af andre brændstoffer voksede med 7%. Denne udvikling afspejler især væksten i vejtransporten og den energiintensive sværindustri faldende betydning.

Siden 1990 er energiforbruget i Central- og Østeuropa faldet med 3% i transportsektoren, 28% i industrisektoren og 15% i andre sektorer. I NIS-landene var ændringerne mere markante med et fald på 48% i transportsektoren, 38% i industrisektoren og 30% i andre sektorer. Nogle af disse ændringer i NIS-landene kan skyldes forskelle i definitionerne,

### Figur 2.13 N<sub>2</sub>O-emission i Europa, 1990-94

mio. tons

Central- og Østeuropa

Vesteuropa

**Note:** Vesteuropa ekskl. Spanien, CØE: Kun Bulgarien, Kroatien, Rumænien, Slovakiet, Tjekkiet og Ungarn

**Kilde:** EEA-ETC/AE, 1997

**Figur 2.14 N<sub>2</sub>O-emission pr. sektor**

andre  
husholdninger  
landbrug  
transport  
industri  
energi  
Vesteuropa  
CØE

**Kilde:** EEA-ETC/AE, 1997

men det store fald i disse landes samlede energiforbrug er reelt nok og afspejler de økonomiske ændringer siden 1990.

Figur 2.18 viser ændringerne i de forskellige brændselstypers procentvise bidrag til den primære energiforsyning til alle formål, inkl. elproduktion. Generelt er der sket en omlægning fra kul og olie til naturgas, nuklear energi og vedvarende energi. Naturgas giver et mindre CO<sub>2</sub>-udslip pr. produceret energienhed end kul og olie, mens nukleare og vedvarende energikilder ikke giver noget udslip. Denne omlægning har derfor medført en reduktion af CO<sub>2</sub>-emissionen. Den mest markante ændring og samtidig en af de mest relevante for klimaændringerne er faldet i det procentvise bidrag fra kul og olie til Vesteuropas primære energiforsyning mellem 1980 og 1995, hvor kul faldt fra 24% til 22% og olie fra 52% til 44%. Brugen af nuklear energi tredobledes i Vesteuropa og NIS-landene og seksdobledes i Central- og Østeuropa mellem 1980 og 1994. I Belgien, Schweiz, Litauen, Bulgarien og Slovenien tegner nuklear energi sig for over 20% af det samlede (brutto-) energiforbrug, mens andelen i Frankrig og Sverige er over 40%.

### 2.5.2. *Energipriser*

Efterspørgslen efter energi, de forskellige brændstoffers relative andele af forbruget samt investeringerne i energibevarelse og -effektivitet påvirkes kraftigt af energipriserne. Der er en stærk negativ korrelation mellem energiforbrug og energipriser i industrilandene. Figur 2.19 viser udviklingen i energipriserne siden 1978. Råolieprisen giver et godt billede af energipriserne generelt, idet prisen på andre energikilder som f.eks. naturgas, olieprodukter og kul som regel bestemmes af olieprisen. Energiforbruget påvirkes også af faktorer som f.eks. kravet om konkurrenceevne på internationalt plan med deraf følgende krav om reduktion af produktionsomkostningerne i industrien.

### 2.5.3. *Energieffektivitet*

Når energien er billig, er der mindre tilskyndelse til selv en uproblematisk forøgelse af energieffektiviteten. Der findes ingen entydig indikator for energieffektivitet på nationalt eller europæisk plan, men energiintensiteten (energiforbrug pr. BNP-enhed) hænger sammen med energieffektiviteten. Dog påvirkes energiintensiteten også væsentligt af faktorer som energi/arbejdskraftsubstitution og økonomisk struktur.

Figur 2.20 viser udviklingen i energiintensiteten i Europa siden 1986. I Vesteuropa er det gradvise fald i energiintensiteten på gennemsnitlig 1% om året en følge af et svagt stigende energiforbrug (se figur 2.16) kombineret med en lidt kraftigere stigning i BNP. Siden 1986 er energieffektiviteten øget noget. Samtidig har erhvervsstrukturen ændret sig, idet man er gået mere og mere væk fra de meget energiintensive traditionelle industrier til fordel for de mindre energiintensive serviceerhverv. Dog viser de nyeste tal, at energiintensiteten ikke længere falder så hurtigt som tidligere. Mange af de mest omkostningseffektive foranstaltninger for at fremme energieffektiviteten er allerede gennemført (OECD/IEA, 1996 og 1997),

#### **Figur 2.15 Emission af drivhusgasser omregnet til CO<sub>2</sub>-ækvivalenter i Europa, 1994**

tons CO<sub>2</sub>-ækvivalent  
tons CO<sub>2</sub>-ækvivalent pr. indbygger  
Vesteuropa  
CØE

**Kilde:** EEA-ETC/AE, 1997

#### **Figur 2.16 Energiforbrug i Europa, 1980-95**

mio. toe (ton olieækvivalent)  
Vesteuropa  
NIS  
CØE

**Kilde:** Eurostat, IEA

ligesom der nu i de fleste lande er sket en større omstrukturering af erhvervslivet, hvor de energiintensive industrier viger til fordel for serviceerhvervene.

Energiintensiteten er af forskellige årsager højere i Østeuropa. Årsagerne er bl.a. en forholdsvis ineffektiv energiproduktion, intensiv brug af energi som følge af traditionelt lave energipriser, en generelt lav værditilvækst i produktionen samt en stor andel af energiintensive industrier. Energiintensiteten er faldende i Central- og Østeuropa, mens den i NIS-landene voksede indtil ca. 1992 og siden har været nogenlunde konstant. Forskellen mellem CØE og NIS skyldes, at BNP siden 1990 er faldet mest i NIS. Det samlede energiforbrug pr. indbygger svarer ganske vist til niveauet i Vesteuropa, men BNP ligger langt lavere. Resultatet er, at energiintensiteten i CØE-landene er ca. fire gange højere, og i NIS-landene seks gange højere end i Vesteuropa. Forskellene mellem landene er langt større i Central- og Østeuropa og NIS end i Vesteuropa. Der er helt klart store muligheder for yderligere at nedbringe energiintensiteten i Østeuropa.

Energieffektiviteten kan øges ved hjælp af forskellige tekniske forbedringer (f.eks. biler med et lavere brændstofforbrug, lavenergi-husholdningsapparater og bedre isolering af bygninger). Sådanne forbedringer fører ikke nødvendigvis til generelle energibesparelser. F.eks. kan en stigning i bilernes energieffektivitet (antal km pr. liter) opvejes af øget brug. Større energieffektivitet kan måske ligefrem tilskynde til at bruge bilerne mere, fordi omkostningerne pr. kørt kilometer falder.

Den generelt faldende energiintensitet i Vesteuropa modsvares dog af udviklingen i en del store energiforbrugende sektorer. Tendensen er særlig tydelig for tre nøgleområder: personbiler, husholdninger og fremstillingsindustri (IEA, 1997). Der foreligger kun få sammenlignelige data for Central- og Østeuropa samt NIS-landene.

#### *Privatbilisme*

Siden 1980 er antallet af personbiler i Europa (ekskl. Rusland) vokset med ca. 40%. I samme periode har det gennemsnitlige brændstofforbrug ligget nogenlunde konstant på ca. 8-10 liter benzinækvivalent pr. 100 km. Antallet af kørte kilometer pr. bil pr. år er dog vokset svagt. Folk rejser mere og bidrager hermed til en forøgelse af drivhusgasemissionen. Endvidere er der sket et skift fra de mere energirigtige transportformer (gang, cykling, bus og tog) til biler. Dette skift afspejles dels i den voksende CO<sub>2</sub>-emission fra indenlandske rejser i samtlige IEA-lande, dels i fordoblingen siden 1973 af de europæiske bilers energiforbrug. Alt i alt tyder disse oplysninger på, at indenlandske rejser i de seneste 20 år generelt er blevet mindre energieffektive.

#### **Figur 2.17 Europas energiforbrug pr. sektor, 1980-95**

Energiforbrug i industrien  
mio. toe  
Vesteuropa  
NIS  
CØE  
Energiforbrug i transportsektoren  
Andet energiforbrug

**Kilde:** Eurostat, IEA

*Husholdninger*

I Vesteuropa er boligerne ved at blive større målt i areal pr. indbygger. Stadig flere boliger har centralvarme, som tegner sig for en stor del af husholdningernes energiforbrug (figur 2.21). I dag har så mange boliger centralvarme, at mætningspunktet nok snart er nået. Antallet af husstande med opvaskemaskine, som er en god indikator for brugen af elapparater i almindelighed, er vokset markant: fra næsten nul til gennemsnitlig én ud af fire husstande.

Mere end andre sektorer har husholdningerne været mål for energisparepolitikken. I de fleste lande har forholdet mellem energiforbrug til rumopvarmning og areal været faldende. Medvirkende hertil har været højere energipriser, bedre isolering af eksisterende bygninger og strammere regler for nybyggeri. Ganske vist benyttes der flere elapparater, men tendensen går i retning af mere energieffektive apparater.

Generelt synes de teknologiske og andre forbedringer til fremme af energieffektiviteten, der er opnået i Vesteuropa, at være blevet modsvaret af stigninger i andelen af boliger med centralvarme og husholdningsapparater.

*Fremstillingsindustrien*

Fremstillingsindustrien var tidligere den største forbruger af energi i Europa, men dens andel har været støt faldende. Der har været en stigende produktion i de fleste vesteuropæiske lande, der dækker over store afvigelser såvel mellem landene som mellem de forskellige erhvervssektorer (se afsnit 1.3.2). Af figur 2.22 fremgår det, at energiintensiteten i det meste af Vesteuropas fremstillingsindustri har været faldende. Nettoeffekten af den stigende produktion og den faldende energiintensitet har været en svag generel nedgang i det samlede energiforbrug.

**2.6. Strategier og mål****2.6.1. Mål**

Regeringer fra hele verden, der i 1992 var samlet på FN's konference om miljø og udvikling (i Rio de Janeiro), reagerede på klimaændringsproblemerne ved at vedtage rammekonventionen om klimaændringer (UNFCCC). Over 160 lande eller landegrupper, herunder EU under ét og de 15 medlemsstater hver for sig samt de fleste andre europæiske lande, har nu ratificeret konventionen. Industrilandene (som er opført på listen i konventionens bilag 1) forpligtede sig til at

**Figur 2.18 Primær energiforsyning i Europa fordelt efter brændstoftype 1980, 1990 og 1995**

kul  
råolie  
naturgas  
atomenergi  
vandkraft  
andet

I alt = ... mio. toe

Vesteuropa

Central- og Østeuropa

**Kilde:** Eurostat, IEA

**Figur 2.19 Realprisindeks for det endelige energiforbrug i OECD-Europa**

olieprodukter  
naturgas  
råolie  
kul

**Note:** Priser inkl. afgifter med fradrag af rabatter

**Kilde:** OECD





tilstræbe at stabilisere emissionen af drivhusgasser (som ikke er underkastet Montreal-protokollen) på 1990-niveau senest i år 2000.

Den tredje konference for parterne i UNFCCC blev afholdt i Kyoto (Japan) i december 1997. I marts 1997 foreslog EU's Ministerråd (miljøministrene) som et præ-Kyoto forhandlingsoplæg, at industrilandene senest i 2010 skulle have nedbragt drivhusgasemissionen til et niveau, der ligger 15% under 1990-niveauet (E-K, 1997a og 1997b). Dette mål er baseret på en samlet reduktion af de vigtigste drivhusgasser (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O) under hensyntagen til gassernes 100-årige globale opvarmingspotentiale. Nogle EU-lande skulle have lov til at øge deres emission, fordi denne forøgelse ville blive modsvaret af nedskæringer i andre medlemsstater.

I Kyoto enedes industrilandene (bilag I) om at reducere deres emission af seks drivhusgasser: CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, HFC'er, PFC'er og SF<sub>6</sub> med 5% i forhold til 1990-niveauerne (UNFCCC, 1997b). Den samlede reduktion af emissionen af disse seks drivhusgasser målt i CO<sub>2</sub>-ækvivalenter skulle opnås i perioden 2008-2012. Parterne forpligtede sig ikke til lige store nedskæringer (tabel 2.2). EU som helhed forpligtede sig til at reducere emissionen med 8%. De central- og østeuropæiske lande forpligtede sig til reduktioner på 5%-8%, mens Rusland og Ukraine gav tilsagn om en stabilisering af emissionen på 1990-niveauerne. Parterne skal inden år 2005 kunne dokumentere deres fremskridt, og at de er på vej til at opfylde forpligtelserne.

Deltagerne i fremtidige UNFCCC-konferencer, og især den i Buenos Aires i november 1998, skal mere indgående behandle en del vigtige punkter:

- hvorledes defineres og kontrolleres data om kuldioxiddræn og -reservoirer. Forpligtelsen til at reducere emissionen kan eventuelt delvis opfyldes ved at medregne forbedringer i kuldioxidoptagelsen, der er en følge af enten direkte, menneskefremkaldte ændringer i arealanvendelsen eller af forskellige skovbrugsaktiviteter (skovrejsning, gentilplantning og skovrydning), der er gennemført siden 1990;
- retningslinjer for kontrol, indberetning og "bogføring" af handel med emissionsrettigheder samt bilag I-landenes fælles implementering;
- definitioner samt organisatoriske og finansielle mekanismer med henblik på indførelse af den foreslåede "mekanisme for bæredygtig udvikling",

#### **Figur 2.20 Energiintensitet, 1986-95**

toe/mio. US\$  
NIS  
CØE  
Vesteuropa

**Kilde:** Eurostat, IEA

#### **Figur 2.21 Huse med centralvarme i %**

Sverige  
Danmark  
Finland  
Tyskland  
Frankrig  
Det Forenede Kongerige  
Italien

**Kilde:** Eurostat, IEA

**Figur 2.22 Energiintensiteten i fremstillingsindustrien, 1971-91**

jernholdigt metal  
papir og papirmasse  
ikke-jernholdigt metal  
ikke-metalliske mineraler  
kemikalier  
føde- og drikkevarer  
anden fremstillingsindustri

**Kilde:** Nationale energi- og industristatistikker (analyseret af Lawrence Berkeley National Laboratory) for Danmark, Finland, Det Forenede Kongerige, Frankrig, Italien, Sverige og det tidligere Vesttyskland.

der skal hjælpe de parter, der ikke er omfattet af bilag I, med at opnå en bæredygtig udvikling; den foreslåede mekanisme indebærer mulighed for, at bilag I-lande ved opgørelsen af deres reduktioner kan medregne reduktioner opnået ved projekter i lande uden for bilag I.

### **2.6.2. Politik og foranstaltninger**

Box 2.1 giver en oversigt over de europæiske politikker og foranstaltninger på såvel EU-plan som nationalt plan.

Det centrale forslag om en energi-/kuldioxidafgift på EU-plan er endnu ikke vedtaget, men en del lande har allerede indført sådanne afgifter (Danmark, Finland, Sverige, Østrig, Nederlandene og Norge). I en nyligt gennemført undersøgelse af effektiviteten af miljøafgifter (EEA, 1996) var konklusionen, at der var opnået visse fordele ved de undersøgte kuldioxidafgifter (i Sverige og Norge), herunder nogle emissionsreduktioner i Norge, men analysen af disse virkninger krævede yderligere og mere detaljerede undersøgelser. Generelt er energipriserne imidlertid for lave til at virke som en tilskyndelse til at reducere brugen af energi til biler og boligopvarmning.

## **2.7. Fremskridt og udsigter**

### **2.7.1. På vej mod år 2000**

Som nævnt i afsnit 2.4, faldt CO<sub>2</sub>-emissionen i Vesteuropa med ca. 3% fra 1990 til 1995. Faldet kan især tilskrives en midlertidig opbremsning i den økonomiske vækst, strukturomlægningen i den tyske industri samt udviklingen af naturgasdrevne kraftværker. Der er dog nogen usikkerhed om, hvorvidt det femte miljøhandlingsprogram's mål om en stabilisering af CO<sub>2</sub>-emissionen på 1990-niveauet i 2000 ville blive nået, jf. EU's undersøgelser om emnet (E-K, 1996a og 1996b). Skal målet nås, kræver det en maksimal udnyttelse af potentialet i medlemsstaternes foranstaltninger, som de foreligger oplyst. Mange af disse foranstaltninger vil først få virkning efter 2000. Hvis energipriserne forbliver lave, og BNP-væksten sker hurtigere end forventet i dag, kan emissionen i år 2000 komme til at ligge indtil 5% over 1990-niveauerne.

I Østeuropa har der i modsætning til Vesteuropa siden 1990 været et markant fald i emissionen af drivhusgas. Ikke engang i år 2010 forventes energiforbruget at overstige 1990-niveauet (UNECE, 1996). Hertil kommer, at man sandsynligvis vil gå over til brændstoffer, der giver lavere emission af drivhusgas (IIASA, 1997). Selv uden brændstofsift eller reduktioner i energiintensiteten anslås emissionsniveauet i 2000 at være 22% lavere end i 1990.

### **2.7.2. "Business-as-usual"-scenarier frem til år 2010**

Kommissionens "business-as-usual"-scenario for perioden 1990-2010 (E-K, 1997c) vil føre til en stigning i CO<sub>2</sub>-emissionen på 8% i denne periode. Scenariet bygger på følgende forudsætninger: ingen nye politikker eller foranstaltninger til begrænsning af CO<sub>2</sub>-emissionen, 2% BNP-vækst om året og en 1,3% nedgang i energiintensiteten om året. Den største stigning vil man se i transportsektoren (+39%) efterfulgt af energisektoren (el- og varmeproduktion) (+12%). Kun i industrisektoren vil emissionen falde (-15%). Ud fra de nationale indberetninger i henhold til UNFCCC (1997a), vil den nuværende politik føre til en endnu højere "business-as-usual"-emission i 2010 i forhold til 1990 for Norge (+33%) og Island (+35%).

Estimaterne for udvalgte NIS-lande (Hviderusland, Moldavia, Rusland og Ukraine) tyder på, at energiforbruget vil være 11% lavere i 2010 end i 1990 (UNECE, 1996), mens BNP vil være 10% lavere. Ifølge et alternativt scenario (IIASA 1997), der bygger på den antagelse, at energiintensiteten i disse lande vil falde til vesteuropæisk niveau, kan energiforbruget blive hele 27% lavere i 2010 end i 1990. Dette er muligvis ikke et realistisk scenario, men det giver dog et fingerpeg om de potentielle energibesparelser og reduktioner af drivhusgasemissionen i disse lande.

Situationen er en anden i Central- og Østeuropa. Her er der mulighed for et 31% højere BNP i 2010 end i 1990, samtidig med, at energiforbruget stiger med blot 4%

**Tabel 2.2 Emissionsmål i henhold til UNFCCC's Kyoto-protokol**

Land	Forpligtelse til at reducere emissionen (i procent af basisår)
<b>EU (Det Europæiske Fællesskab)</b>	og hver enkelt medlemsstat 92
<b>CØE og NIS</b>	
Bulgarien, Estland, Letland, Litauen, Rumænien, Slovakiet, Slovenien, Tjekkiet	92
Kroatien	95
Polen, Ungarn	94
Rusland	100
Ukraine	100
<b>Andre europæiske lande</b>	
Island	110
Liechtenstein, Schweiz	92
Norge	101

(UNECE, 1996). IIASA-scenariet (om en energiintensitet på vesteuropæisk niveau) opererer med en stigning i energiforbruget i denne periode på kun 1%.

### 2.7.3. Bæredygtige veje frem til år 2010

Skal CO<sub>2</sub>-koncentrationen i atmosfæren stabiliseres på 1990-niveauet inden 2100, kræver det en øjeblikkelig reduktion af den årlige globale menneskeskabte emission af drivhusgasser med 50%-70% og yderligere reduktioner fremover (IPCC, 1996b).

Artikel 2 i UNFCCC har som mål en CO<sub>2</sub>-koncentration i atmosfæren af en størrelse, der kan forhindre risikobetonede, menneskeskabte forstyrrelser af klimasystemet, men som samtidig tillader en bæredygtig økonomisk udvikling (IPCC, 1996a). Der er foreslået nogle foreløbige grænser, der skulle gøre det muligt at opnå dette mål: en stigning i temperaturen på 0,1°C pr. tiår (Krause m.fl., 1989); en stigning i havenes vandstand på 2 cm pr. tiår (Rijsberman og Swart, 1990) samt en maksimal stigning i den globale middeltemperatur på 1°C i forhold til 1990 (Vellinga og Swart, 1991). Stigninger ud over disse grænser vil udgøre en væsentlig fare for økosystemer, fødevarerproduktion og sårbare kystområder og vil muligvis gøre uoprettelig skade (afsnit 2.2).

En overholdelse af disse grænser vil kræve enighed om:

- Fordelingen af den samlede menneskeskabte emission af CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O mellem industrilandene (UNFCCC)

#### **Box 2.1: Politik og foranstaltninger**

##### **Kuldioxid**

###### *EU-foranstaltninger:*

Rådets beslutning (93/389) om en overvågningsmekanisme for emissionen af CO<sub>2</sub> og andre drivhusgasser i Fællesskabet.

###### *Energieffektivitet (EU):*

- SAVE-programmet til stimulering af energieffektiviteten;
- direktiver om energieffektivitet (varmtvandskedler, mærkning af husholdningsapparater og køleskabe);
- meddelelse om en strategi for begrænsning af CO<sub>2</sub>-emission fra biler (mål: brændstofforbrug på 5 liter/100 km for benzindrevne biler og 4,5 liter/100 km for dieselmotorer);
- en ny ren og effektiv energiteknologi: JOULE-THERMIE-programmer (F&U og demonstration);
- fremme af vedvarende energi (ALTENER).

###### *Nationale foranstaltninger i EU og tredjelande (eksempler):*

- frivillige/forhandlede aftaler med industrien og energiforsyningssektoren;
- energi-/kuldioxidafgift;
- kombinerede kraftvarmeværker (industri- og boligsektoren);
- omlægning fra kul til naturgas og/eller træ (industri- og energiforsyningssektoren);
- foranstaltninger vedrørende mobilitet og køreadfærd (som f.eks. vejbetaling);
- skovrejsning/skovfornyelse.

##### **Metan**

*EU-foranstaltninger:*

- meddelelse om en strategi for reduktion af metanemissionen (mulige foranstaltninger: bedre forvaltning af husdyrgødning, forslag til direktiv om deponering af affald, hvilket kræver kontrol med metanemissionen fra bionedbrydeligt affald, begrænsning af udsivning i forbindelse med udvinding og distribution af naturgas);
- reformen af den fælles landbrugspolitik vil føre til færre kreaturer og mindre metanemission.

*Nationale foranstaltninger i EU og tredjelande (eksempler):*

- begrænsning af affaldsdeponering gennem forebyggelse, genbrug og øget forbrænding;
- reduktion af metanudslippet fra kulminedrift (anvendelse af de bedst tilgængelige teknologier).

**Dinitrogenoxid**

*EU-foranstaltninger:*

- reformen af den fælles landbrugspolitik vil føre til et fald i produktionen af husdyrgødning og brugen af kunst- og husdyrgødning, hvilket igen vil føre til en nedgang i emissionen af dinitrogenoxid.

*Nationale foranstaltninger i EU og tredjelande (eksempler):*

- tekniske foranstaltninger i forbindelse med visse industriprocesser.

bilag I-lande) og udviklingslandene (lande uden for bilag I). Industrilandene var ansvarlige for emissionen af 5,8 Gt C (i CO<sub>2</sub>-ækvivalenter) i referenceåret 1990 (55% af den samlede emission), mens udviklingslandene var ansvarlige for emission af 4,4 Gt C (45%). Ifølge UNFCCC's Berlin-mandat behøver lande uden for bilag 1 endnu ikke at kontrollere deres emission.

- Tidsplanen for aktionerne til begrænsning af klimaændringerne.

Ud over strategierne for de samlede emissionsreduktioner og tidsplanen for disse skal der lægges strategier for hver enkelt drivhusgas. Ifølge Montreal-protokollen skal CFC'erne allerede være udfaset inden 2010, men der skal muligvis også sættes ind over for nogle af CFC-substitutterne (se kapitel 3). Ganske vist er CO<sub>2</sub> den vigtigste drivhusgas, men moderate reduktioner i metan- eller dinitrogenoxidemissionen kan også få en forholdsvis stor virkning, idet disse stoffer globalt set har et stort opvarmningspotentiale. Det vil måske ud fra en teknisk og økonomisk betragtning være lettere at nedbringe emissionen af disse gasser end af CO<sub>2</sub>. Da metan og dinitrogenoxid også bidrager til dannelsen af troposfærisk ozon (sommersmog), vil en indsats rettet mod disse gasser give en ekstra gevinst.

#### *"Emissionskorridorer"*

IPCC har opstillet en række emissionsscenarioer baseret på forskellige antagelser om befolkningstilvækst, arealanvendelse, teknologiske ændringer, adgang til energi og brændstofmix, men har ikke fastlagt nogen specifik strategi for emissionsbegrænsningen. Ifølge IPCC-scenarierne vil den globale menneskeskabte CO<sub>2</sub>-ækvivalente emission i 2010 ligge på mellem 11,5-15,3 Gt C (6,2-8,3 Gt C for de industrialiserede lande og 5,3-7,0 Gt C for de ikke-industrialiserede lande). At komme op på den øvre grænse forudsætter en forholdsvis stærk økonomisk og befolkningsmæssig vækst og en stærk afhængighed af fossile brændstoffer. Overholdelsen af den nedre grænse forudsætter en lav befolkningstilvækst, en gunstig økonomisk og teknologisk udvikling, en langsommere skovrydning, mere udstrakt brug af vedvarende energikilder samt fuld overholdelse af bestemmelserne i Montreal-protokollen (Leggett m.fl., 1992).

De tilladelige udsving i den globale emission kan fastlægges i form af "emissionskorridorer" (Alcamo og Kreileman, 1996). Emissionskorridorerens bredde afhænger af, hvilket mål man har opstillet for klimabeskyttelsen på længere sigt, og angiver de tilladelige margener for udsving. Tabel 2.3 viser emissionskorridorerne frem til 2010, hvis EU-målet om en højeste temperaturstigning på 1,5°C mellem 1990 og 2100 skal nås. Disse korridorer forudsætter en årlig emissionsreduktion på højst 2%. Tallene gælder for stigninger på 0,1°C pr. tiår og 0,15°C pr. årti. Ved en stigning på 0,1°C ligger emissionskorridorens øvre grænse i 2010 på 9,5 Gt C (CO<sub>2</sub>-ækvivalent).

Antages det, at emissionen i landene uden for bilag 1 fortsætter med at stige i den takt, der forudsættes i IPCC's scenario (dvs. til 5,3-7,0 Gt C i 2010), vil emissionen fra de industrialiserede (bilag 1-) lande i 2010 skulle falde til 2,5-4,2 Gt C. Sammenholdt med 1990-niveauet – 5,8 Gt C – giver dette en reduktion på ca. 30%-55%. En sådan reduktion vil resultere i et fald i Vesteuropas gennemsnitlige CO<sub>2</sub>-emission pr. indbygger fra 8,8 tons i 1990 til et sted mellem 5,8 og 3,7 tons i 2010 (stadig under antagelse af en vis befolkningstilvækst). For at sætte dette i globalt perspektiv udgør den nuværende globale gennemsnitsemmission fra fossile brændstoffer pr. indbygger 4 tons (1,8 tons i ikke-industrialiserede lande).

Det mindre krævende, men ikke bæredygtige, eksempel med en temperaturstigning på 0,15°C pr. tiår er taget med for at vise, at de begrænsninger, som en bæredygtig udvikling kræver for de tre vigtigste indikatorer for klimabeskyttelse (en temperaturstigning på højst 0,1°C pr. årti, en stigning i havenes vandstand på højst 2 cm pr. årti og en stigning i den globale middeltemperatur på højst 1°C i forhold til 1990-niveauet), har stor betydning for, hvilke krav der skal stilles til emissionsreduktionen i bilag 1-landene, og dermed også til den politik, der skal føres. Går man ud fra det samme IPCC-scenario som det, der er baseret på en temperaturstigning på kun 0,1°C pr. årti, vil en blot beskeden emissionsreduktion eller endog en mindre emissionsstigning være tilladt i bilag I-landene.



**Tabel 2.3 Højest tilladelige CO<sub>2</sub>-ækvivalente emission for bilag 1-lande i 2010**  
**Valgt temperaturstigningstakt 1990-2100<sup>a</sup>**  
**Global emissionskorridor i 2010**  
**Højest tilladelige emission i bilag 1-lande i 2010<sup>b</sup>**

(°C/tiår)  
(Gt C CO<sub>2</sub>-ækviv.)  
(1990 = 100)

**Noter:**

Heri medregnet (en uundgåelig) overskridelse af temperaturstigningen mellem 1990 og 2010. En temperaturstigning på 0,1°C pr. årti anses for at have begrænsede konsekvenser. En stigning på 0,15°C pr. årti ligger væsentligt over dette niveau.

Intervalleret indeholder basisemissioner i lande uden for bilag 1 på 5,3 – 7,0 Gt C CO<sub>2</sub>-ækvivalent i 2010 og omfatter kun den øvre grænse af emissionskorridoren (kolonne 2).

**Kilde:** RIVM

Dette viser, at fastsættelsen af bæredygtige grænseværdier for de tre vigtigste indikatorer for klimabeskyttelse har væsentlig betydning for de krav om emissionsreduktioner, der stilles til bilag I-lande, og dermed også for den politik, der skal føres.

#### *Tidsplan for foranstaltningerne*

Det debatteres for tiden, hvilke frister der skal sættes for foranstaltninger til begrænsning af risikoen for klimaændringer i industrilandene. Nogle siger, at en udskydelse af fristerne vil give bedre tid til at sikre et holdbart videnskabeligt grundlag, og at omkostningerne ved emissionsbegrænsende foranstaltninger muligvis kan reduceres, hvis man giver sig tid til at udvikle bedre (og formentlig billigere) teknologi. Det tager tid at bevidstgøre offentligheden og fastlægge og implementere politikkerne. Samtidig er virksomhedernes løbende udskiftning af driftsmateriel forholdsvis beskedent. Tilsammen taler disse forhold for en udskydelse af foranstaltningerne. På den anden side bevirker drivhusgassernes lange levetid i atmosfæren, at en udskydelse af tidspunktet for gennemførelse af reduktionsforanstaltninger uvægerligt vil gøre det nødvendigt med væsentlig mere drastiske foranstaltninger på et senere tidspunkt. Hvis der ikke gøres noget for at standse den fortsatte stigning i koncentrationen af drivhusgasser, vil risikoen for uoprettelige skader på økosystemer og samfund også blive større.

Konsekvenserne af en udskydelse kan bedømmes med udgangspunkt i emissionskorridorerne. Holder de forudsete emissionsniveauer i 2010 sig inden for korridoren, er der mindst én acceptabel "vej" frem til år 2100, der opfylder de valgte klimabeskyttelsesmål. Udskydes foranstaltningerne, vil resultatet være højere emissionsniveauer i 2010, mens man vil opnå lavere niveauer ved at følge forsigtighedsprincippet. Konsekvenserne kan vurderes ved at se på "emissionsvejene" efter 2010. Lavere emissionsniveauer i 2010 vil give de kommende generationer flere muligheder for at vælge acceptable "emissionsveje" i fremtiden. Højere niveauer i 2010 vil give de fremtidige generationer (også i lande uden for bilag I) et meget snævert råderum, når de skal tage stilling til, hvorledes de opstillede klimabeskyttelsesmål skal opfyldes.

#### *Referencer*

Alcamo, J. og Kreileman, E. (1996). Emission scenarios and global climate protection. I *Global Environmental Change – Human and Policy Dimensions*, bind 6, s. 305-334.

Bijlsma, L., Ehler, C.N., Klein, R.J.T., Kulshrestha, S.M., McLean, R.F., Mimura, N., Nicholls, R.J., Nurse, L.A., Perez Nietro, H., Stakhiv, E.Z., Turner, R.K., Warrick, R.A. (1996). Coastal Zones and Small Islands. *Climate Change 1995: Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analysis – Contribution of Working Group II to the Second Assessment Report of the IPCC*. Cambridge, Cambridge University Press.

Dai, A., Fung, I.Y. og Del Genie, A.D. (1997). Surface Observed Global Land Precipitation Variation during 1900-88. I *Journal of Climate*, bind 10, s. 2943-2962.

Dlugokencky, E.J., Lang, P.M., Masarie, K.A. og Steele, L.P. Atmospheric Methane Mixing Ratios – The NOAA/CMDL Global Co-operative Air Sampling Network (1983-1993). I *Trends 93: A Compendium of Data on Global Change*. ORNL/CDIAC – 65. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tenn., USA.

Dlugokencky, E.J., Masarie, K.A., Lang, P.M., Tans, P.P., Steele, L.P., Nibs, E.G. (1994). A dramatic decrease in the growth rate of atmospheric methane in the Northern Hemisphere during 1992. I *J Geophys. Res.*, bind 99, s. 17021-17043.

E-K (1996a). Rapport fra Kommissionen i henhold til Rådets beslutning 93/389/EØF. *Anden evaluering af medlemsstaternes programmer i henhold til en overvågningsmekanisme for emissionen af CO<sub>2</sub> og andre drivhusgasser i Fællesskabet. Status over opfyldelsen af Fællesskabets CO<sub>2</sub>-stabiliseringsmål*. KOM (96) 91 endelig udg.

E-K (1996b). *Kommissionens meddelelse under FN's rammekonvention om klimaændringer*. KOM (96) 217 endelig udg.

E-K (1997a). *Meddelelse om klimaændringer – en EU-strategi*. Rådets konklusioner, 3. marts 1997.

E-K (1997b). *Meddelelse om klimaændringer – en EU-strategi*. Rådets konklusioner, 19.-20. juni 1997.

E-K (1997c). *Meddelelse om den energimæssige dimension af klimaændringerne*. KOM(97) 196.

EEA (1996). *Miljøafgifter: Implementering og miljømæssig effektivitet*, Det Europæiske Miljøagentur, København, 1996. ISBN 92-9167-000-6.

Eurostat (1997). *Carbon dioxide emissions from fossil fuels 1985-1995*. Eurostat, Luxembourg.

Fricke, W. og Wallasch, M. (1994). Atmospheric CO<sub>2</sub> records from sites in the UBA air sampling network. I *Trends 93: A Compendium of Data on Global Change*. Red.: T.A. Boden, D.P. Kaiser, R.J. Sepanski, og F.W. Stoss. ORNL/CDIAC-65. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tenn., USA.

Haerberli, W. og Hoelzle, M. (1995). Application of inventory data for estimating characteristics of and regional climate change effects on mountain glaciers – a pilot study of the European Alps. I *Ann. Glaciol.* bind 21, s. 206-212.

Huntley, B. (1991). How plants respond to climate change: migration rates, individualism and the consequences for plant communities. I *Annals of Botany* bind 67 (Supplement 1), s. 15-22.

IEA (1997). *Indicators of Energy Use and Efficiency – Understanding the link between energy and human activity*. ISBN 92-64-14919-8.

IEA (1997). *CO<sub>2</sub> emissions from fossil fuel combustion 1972-1995*. OECD/IEA, Paris, Frankrig.

IIASA (1997). *Integrated assessment of the environmental effects of application of the current EU air emission standards to CEECs*. (Foreløbig) Rapport til EEA.

IPCC (1990). *Working Group II, 1990, Climate Change, The IPCC Impacts Assessment*. Canberra, Australian Governments Publishing Service.

IPCC (1996a). *Second Assessment Climate Change 1995, a Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (including summary for policy makers)*. WMO, UNEP, 1995.

IPCC (1996b). *Climate Change 1995: The Science of Climate Change, Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Red.: J.T. Houghton, L.G. Meira Filho B:A: Callander, N. Harris, A. Kattenberg og K. Maskell. Cambridge, Cambridge University Press.

IPCC (1997). *The Regional Impacts of Climate Change, An Assessment of Vulnerability*, R.T. Watson, M.C. Zinyowera, R.H. Moss. Cambridge, Cambridge University Press.

Krause, F., Bach, W. og Koomey, J. (1989). *Energy Policy in the Greenhouse, Volume 1: From Warming Fate to Warming Limit*. Benchmarks for a Global Climate Convention. International Project for Sustainable Energy Paths. El Cerrito, California.

Leggett, J., Pepper, W.J. og Swart, R.J. (1992). *Emissions Scenarios for the IPCC: an Update*. Red.: J.T. Houghton, B.A. Callander og S.K. Varney. I *Climate Change 1992*. The Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment. Cambridge University Press, Cambridge, s. 71-95.

Marland, G., og Boden, T.A. (1997). Global, Regional, and National CO<sub>2</sub> Emissions. I *Trends: A Compendium of Data on Global Change*. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tenn., USA.

McMichael, A.J., Haines, A., Sloof, R. og Kovats, S. (red.) (1996). *Climate Change and Human Health*. An assessment prepared by a Task Group on behalf of the World Health Organisation, the World Meteorological Organisation and the United Nations Environment Programme. WHO, Genève, Schweiz.

OECD/IEA (1996). *World Energy Outlook*. OECD/IEA, Paris, Frankrig.

OECD/IEA (1997). *Energy and climate change*. OECD/IEA, Paris, Frankrig.

Peerbolte, E.B., de Ronde, J.G., de Vrees, L.P.M., Baarse, G. (1991). *Impact of sea level rise on society: A Case Study for the Netherlands*. Delft Hydraulics og Rijkswaterstaat, Delft og Haag, Nederlandene, 404 sider.

Peris, D.R., Crawford, F.W., Grashoff, C., Jeffries, R.A., Porter, J.R., Marshall, B. (1996). *A simulation study of crop growth and development under climate change*. *Agricultural and Forest Meteorology* 79(4) s. 271-287.

Prinn R., Simmonds, P., Rasmussen, R., Rosen, R., Alyea, F., Cardelino, C., Crawford, A., Cunnold, D., Fraser, P. og Lovelock, J. (1983). The Atmospheric Lifetime Experiment, I: Introduction, instrumentation and overview. *J. Geophys. Res.*, bind 88, s. 8353-8368.

Prinn R., Cunnold, D., Rasmussen, R., Simmonds, P., Alyea, F., Crawford, A., Fraser, P. og Rosen, R. (1990). Atmospheric emissions and trends of nitrous oxide deduced from 10 years of ALE/GAGE data. I: *J. Geophys. Res.*, bind 95, s.18369-18385.

- Prinn, R., Cunnold, D., Fraser, P., Weiss, R., Simmonds, P., Alyea, F., Steele, L. P. og Hartley, D. (1997). The ALE/GAGE/AGAGE Network (opdateret april 1997) I *Trends: A Compendium of Data on Global Change. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tenn., USA*.
- Rijsberman, F.R. og Swart, R.J. (red.) (1990). *Targets and Indicators of Climatic Change*. Stockholms Miljøinstitut, Stockholm, Sverige, 166 sider.
- Smith K. (1995). Precipitation over Scotland 1757-1992: Some aspects of temporal variability. I *Int. J. Climatology*, bind 15, s. 543-556.
- Thoning, K.W., Tans, P.P. og Waterman, L.S. (1994). Atmospheric CO<sub>2</sub> records from sites in the NOAA/CMDL continuous monitoring network. Red.: T.A. Boden, D.P. Kaiser, R.J. Sepanski, og F.W. Stoss. I *Trends 93: A Compendium of Data on Global Change*. ORNL/CDIAC-65. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tenn., USA.
- UK CCIRG (1991). United Kingdom Climate Change Impacts Review Group, *The Potential Effects of Climate Change in the United Kingdom*. HMSO London, Det Forenede Kongerige.
- UK CCIRG (1996). United Kingdom Climate Change Impacts Review Group, *Review of the Potential Effects of Climate Change in the United Kingdom*. HMSO London, Det Forenede Kongerige.
- UNECE (1996). *Energy Balances for Countries in Transition 1993, 1994-2010 and Energy Prospects in CIS-Countries*.
- UNEP (1994). *Environmental Data Report 1993-4*. United Nations Environment Programme Blackwell, Det Forenede Kongerige.
- UNFCCC (1997a). *National Communications from Parties included in Annex I to the Convention*. FCCC/SBI/1997/19 og FCCC/SBI/1997/19/Addendum 1.
- UNFCCC. (1997b). *Kyoto protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change*. FCCC/CP/1997/L.7/Add.1, december 1997.
- Vellinga, P. og Swart, R.J. (1991). The greenhouse marathon: A proposal for a global strategy. I *Climatic Change*, bind 18, s. 7-12.
- Whittle, I.R. (1990). *Lands at risk from sea level rise in the UK*. Red.: J.C. Doornkamp. *The Greenhouse Effect and rising sea levels in the United Kingdom*. M1 Press, Long Eaton Notts., Det Forenede Kongerige, s. 85-93.

### 3. Nedbrydning af ozonlaget i stratosfæren

(in margin: Hovedkonklusioner)

De internationale foranstaltninger til beskyttelse af ozonlaget, som er gennemført, har reduceret den globale årlige produktion af ozonnedbrydende stoffer med 80-90% i forhold til niveauet, da produktionen var på sit højeste. Der er ligeledes sket et hurtigt fald i den årlige emission. Forsinkelserne i de atmosfæriske processer er imidlertid så store, at der endnu ikke kan registreres nogen virkning af de internationale foranstaltninger på ozonkoncentrationerne i stratosfæren eller i mængden af ultraviolet-B (UV-B) stråling, der når ned til jordens overflade.

**Den ozonlagsnedbrydende virkning af alle chlor- og bromholdige stoffer (CFC'er, haloner osv.) i stratosfæren forventes at være på sit højeste i tidsrummet 2000-2010. Over Europa faldt mængden af ozon i atmosfæren med 5% mellem 1975 og 1995 med det resultat, at en større mængde UV-B stråling trængte ned i de lavere luftlag og til jordens overflade.**

På det seneste er der observeret store lokale fald i den stratosfæriske ozonkoncentration over Arktis om foråret. Den samlede ozonmængde over Nordpolen faldt således i marts 1997 til 40% under normalen. Disse fald er mindre alvorlige end de fald, der er observeret over Antarktis, men understreger dog behovet for fortsat politisk handling med henblik på at bremse nedbrydningen af ozonlaget i stratosfæren.

**Gendannelsen af ozonlaget, som vil tage mange årtier, vil kunne fremskyndes ved en hurtigere udfasning af HCFC'er og methylbromid, en forsvarlig destruktion af oplagrede CFC'er og haloner samt en indsats mod smugleri af ozonlagsnedbrydende stoffer.**

#### 3.1. Indledning

Uden for troperne falder mængden af ozon ( $O_3$ ) i stratosfæren fortsat de fleste steder i verden i samme tempo, som da *Dobris*-rapporten blev udarbejdet (McPeters m.fl., 1996a). De største fald er observeret over Antarktis og Arktis. Der er ikke længere nogen tvivl om, at problemet er forårsaget af den stigende mængde af chlor- og bromforbindelser i stratosfæren. Disse forbindelser opstår hovedsagelig som følge af emissionen af dels chlorfluorcarboner (CFC'er), der anvendes som kølemiddel i køleskabe og luftkonditioneringsanlæg, som drivmiddel for aerosoler samt som opskunnings- og opløsningsmiddel, dels bromfluorcarboner (haloner) i ildslukkere.

Et tyndere ozonlag i stratosfæren skal undgås, fordi det fører til en større mængde ultraviolet-B (UV-B) stråling i de lavere luftlag og ved jordens overflade. Satellitmålinger viser, at det gennemsnitlige UV-B-niveau mellem 40° og 50°N steg med 10% pr. årti fra 1979 til 1992 (Herman m.fl., 1996). Stigningen var på 13% pr. årti på den sydlige halvkugle mellem 40° og 50° breddegrad.

Kort 3.1 viser udviklingen i UV-B-strålingen i Europa mellem 1980 og 1991 ved skyfrit vejr. De procentvis største stigninger blev registreret over Mellem- og Nordeuropa, mens Sydeuropa havde mindre stigninger.

Den stratosfæriske ozons betydning som filter for solens UV-stråling og de menneskeskabte mekanismer, der påvirker ozonlaget, beskrives nærmere i box 3.1.

#### 3.2. Virkninger

UV-B-stråling er med til at sætte en række kemiske og biologiske processer i gang, som er skadelige for levende organismer. Hos mennesker kan en stigning i UV-B-strålingen føre til hudcancer, grå stær, solskoldning, sneblindhed, ældning af huden og et svagere immunsystem. Ikke-melanom hudcancer er en af de hyppigst forekommende cancerformer hos mennesker, og der er påvist en forbindelse mellem UV-B-stråling og denne cancerform (Moan m.fl., 1989).

#### PICTURE PAGE 60

Overvågning af stratosfæren ved Arctic Lidar Observatory for Middle Atmosphere Research (ALOMAR), Andøya, 69°N, Norge. Kilde: Kolbjørn Adolfsen, Andøya raketforsøgsområde.





Da jordens forskellige folkeslag reagerer forskelligt på UV-stråling, er der ikke nogen entydig forbindelse mellem hudcancerforekomsten og strålingsmængden.

UV-B-stråling har vist sig at påvirke de akvatiske økosystemer ved at begrænse produktionen af fytoplankton og forvolde skade på fisk, rejer, krabber, padder og andre dyr i disses tidlige udviklingsstadier (UNEP, 1995). Fytoplankton er grundstammen for fødekæden i havene, og over 30% af den samlede befolkningens forbrug af animalsk protein stammer fra havet. Tallet er endnu højere for udviklingslandene. Af en undersøgelse (Smith m.fl., 1992) fremgår det, at der var en direkte forbindelse mellem den observerede 6-12% nedgang i produktionen af fytoplankton i havet omkring Antarktis og stigningen i UV-B-strålingen som følge af ozonhullet over Antarktis. Da fytoplankton fungerer som dræn for en stor del af luftens CO<sub>2</sub>, kan en reduktion af fytoplanktonmængden også påvirke CO<sub>2</sub>-koncentrationen i luften og øge drivhuseffekten i fremtiden.

Selv i de mængder, der forekommer i dag, kan UV-B-stråling også påvirke jordens plantevækst. De forskellige plantearter reagerer meget forskelligt på UV-B-stråling. Planter har flere "reparationsmekanismer" og kan muligvis til en vis grad tilpasse sig stigende strålingsmængder.

Hertil kommer, at UV-stråling påvirker de kemiske processer i de lavere luftlag. UV-

### **Kort 3.1 Beregnet stigning i den faktiske UV-stråling i Europa mellem 1980 og 1991**

UV-stigning

Årlig UV-dosis i 1991 i forhold til 1980

**Note:** Beregnet på grundlag af den samlede målte mængde ozon, når der ses bort fra indvirkningen fra skyerne. Beregningen bygger på hudcancervægtede UV-data. **Metode:** Bordewijk og van der Woerd, 1996.

**Kilde:** Slaper m.fl., 1997.

stråling bidrager til de troposfæriske ozonkoncentrationer i forurenede områder (kapitel 5) og påvirker såvel levetiden som koncentrationen i luften af en lang række forbindelser, inkl. flere drivhusgasser. Endvidere er CFC'er og nogle af erstatningsprodukterne for CFC'er selv drivhusgasser (kapitel 2).

### 3.3. Ozonlagets tilstand

Ozonmængden i stratosfæren har været faldende fra omkring 1979. Figur 3.1 viser udviklingen i den samlede ozonmængde i fire forskellige dele af verden siden 1960. Af tabel 3.1 fremgår det, at den samlede ozonmængde er faldet på alle breddegrader, dog mest ved polerne.

Siden 1979 har det akkumulerede fald i den samlede årligt og globalt vægtede mængde ozon været på ca. 5%. På de mellemste breddegrader (på begge halvkugler) er det akkumulerede fald på ca. 7%. I troperne har faldet i ozonmængden været lille og uden statistisk betydning. Det akkumulerede fald i vinter- og forårsmånederne på de nordlige middelhøje breddegrader har siden 1979 været på ca. 11% (SORG, 1996).

#### *Polarområder*

Når ozonlaget om foråret flere måneder i træk er meget tyndt, er der observeret store stigninger i UV-B-strålingen i Antarktis. Det største ozonhul, der nogensinde er registreret, opstod i 1993, men siden har man oplevet ozonhuller af tilsvarende dybde og geografisk udstrækning. Målinger af ozonprofilen

**Tabel 3.1 Globale tendenser for den samlede ozonmængde, november 1978-oktober 1994**

Region
Tendens
% pr. årti

**Noter:** 2  $\sigma$ -kolonnen viser med 95% sikkerhed den statistiske afvigelse og omfatter en 1,22%/tiår 2  $\sigma$  instrumentusikkerhed. Baseret på version 7 af TOMS datarække (McPeters m.fl., 1996b). TOMS er satellitinstrumentet Total Ozone Mapping Spectrometer.

TOMS trenddata er bekræftet ved målinger med andre instrumenter.

**Kilde:** MCPeters m.fl., 1996a.

#### **Box 3.1: Ozonlaget og de processer, der truer det**

Ozonlaget i stratosfæren består af et tyndt slør af ozongas, som strækker sig fra ca. 10 km til ca. 40 km over jordens overflade. Ozonkoncentrationen er højst ca. 20 km over jordens overflade, og stratosfæren indeholder ca. 90% af den ozon, der findes i atmosfæren. De sidste 10% findes i troposfæren.

Ozon produceres i den øvre del af stratosfæren ved solens kortbølgede stråling (<190 nm). Denne kraftige stråling kan spalte iltmolekyler ( $O_2$ ) i iltatomer (O). Iltatomer reagerer med iltmolekyler, så der dannes ozon ( $O_3$ ). Ultraviolet stråling ved noget længere bølgelængder (<280 nm) kan spalte ozonmolekyler, så der igen dannes iltmolekyler og -atomer. Der er med andre ord en dynamisk balance mellem ozonproduktionen og ozontabet.

Det meste af ozonen i stratosfæren dannes over troperne, hvor solens stråler er stærkest. Som følge af luftens cirkulation transporteres ozonen mod polerne. Denne transport sker især sidst på vinteren og om foråret. Den samlede ozonmængde (mængden af ozon i en søjle fra jorden til toppen af atmosfæren) er derfor størst om foråret og mindst sidst på efteråret. Som regel måles den samlede ozonmængde i Dobson-enheder (DU). Et 300 DU tykt ozonlag betyder, at ozonlaget ville være 3 mm tykt, såfremt det bestod af rent ozon ved 1 atmosfæres tryk.

Den menneskeskabte nedbrydning af ozonlaget forårsages af chlor og brom, men ikke alle chlor- og bromforbindelser er skadelige for ozonlaget. En lang række forbindelser reagerer med andre gasser i troposfæren eller omdannes til regndråber og når derfor ikke stratosfæren. Jo længere levetid, en forbindelse har i atmosfæren, jo mere af den kan trænge op i stratosfæren. De chlor- og bromforbindelser,

der nedbryder ozonlaget, er CFC'er, tetrachlormethan, trichlorethan, HCFC'er og haloner, som alle er menneskeskabte. Methylchlorid og methylbromid kan også nedbryde ozonlaget. Havet er den eneste kendte methylchloridkilde af nogen betydning. En del methylbromid er menneskeskabt (jordgasning i landbruget, afbrænding af biomasse, tilsætningsstoffer til benzin), men der er også en betydelig naturlig emission af methylbromid fra havet.

Især brugen af CFC'er og haloner har ført til en stigning i chlor- og bromkoncentrationen i stratosfæren. Disse forbindelser er kemisk set meget stabile og nedbrydes ikke i troposfæren. I stratosfæren nedbrydes forbindelserne langsomt som følge af kortbølget stråling fra solen, hvorved der frigøres chlor og brom, som derefter indgår i ozonskadelige kemiske reaktioner (box 3.2). Dette bevirker, at den naturlige balance mellem produktion og nedbrydning af ozon forrykkes med en lavere ozonkoncentration til følge.

ved et typisk ozonhul viser, at stort set al ozon i en højde mellem 15 og 20 km ødelægges over flere antarktiske målestationer i september og oktober, og at den samlede ozonmængde reduceres til ca. en tredjedel af den mængde, der blev observeret, før ozonhullerne begyndte at vise sig. I de seneste par år har sæsonen for antarktiske ozonhuller været tilbøjelig til at starte tidligere og vare længere.

Det stratosfæriske ozontab i det arktiske område blev første gang opdaget i vinteren 1991-92 (Braathen m.fl., 1994; von der Gathen m.fl., 1995), og ca. en tredjedel af ozonmængden i den lavere stratosfære over Grønland forsvandt i 1993 (Larsen m.fl., 1994). Det er nu gennem adskillige observationer og modelberegninger bekræftet, at der hver vinter siden 1991-92 har været et væsentligt og udbredt ozontab i Arktis. Tabet har i alle tilfælde kunnet sættes i forbindelse med chloraktivering (Isaksen m.fl., 1997).

Box 3.2 viser de processer, der fører til nedbrydning af ozonlaget over polarområderne. I box 3.3 gennemgås andre faktorerens bidrag til nedbrydningen af ozonlaget, såvel over polarområder som ved lavere breddegrader.

Ganske vist er det ozonsvind, der er observeret i Arktis, ikke så voldsomt som i Antarktis, men der er dog visse lighedspunkter mellem situationen begge steder. For det første er temperaturerne i den arktiske hvirvelvind (se box 3.2) faldet mærkbart i de seneste par vintre. De tre seneste vintre (1994-95 til og med 1996-97) har temperaturerne været rekordlave (f.eks. Labitzke og van Loon, 1995; NOAA, 1996; SORG, 1996), hvilket har ført til et væsentligt ozontab i de seneste to vintre (1995-96 og 96-97) (Müller m.fl., 1997, Rex m.fl., 1997).

Selv små temperaturfald i den arktiske hvirvelvind vil i det lange løb påvirke ozonlaget mærkbart. Da temperaturerne allerede ligger i nærheden af det niveau, hvor der dannes polare stratosfæriske skyer, vil selv et lille temperaturfald være tilstrækkeligt til, at der dannes langt flere sådanne skyer.

For det andet er der en tendens til, at den arktiske hvirvelvind varer længere ind i forårs månederne. Man har også tidligere oplevet længerevarende hvirvelvinde, og der er tegn på, at hvirvelvinden er taget til i styrke siden 1979 (Zurek m.fl., 1996). Kombinationen af kulde og langvarighed synes dog at være en ny udvikling. I figur 3.3 er der i kurveform vist et indeks, som kombinerer hvirvelvindens styrke og geografiske udstrækning for de seneste ni vintre fra begyndelsen af november til midten af maj. Figuren viser, at hvirvelvindene har haft lang levetid de sidste par vintre, længst i 1997.

#### *De mellemste breddegrader*

Over de mellemste breddegrader på den nordlige halvkugle er den samlede mængde årligt vægtet ozon faldet med næsten 5%

#### **Figur 3.1 Samlede ozonafvigelser fra præ-1980-niveauet**

Europa  
 Nordamerika  
 Fjernøsten  
 Australien og New Zealand

**Note:** De månedlige afvigelser udjævnes af en årlig vægtning. Bearbejdning af Bojkov m.fl., 1995.

**Kilde:** Vitali Fioletov

**Figur 3.2 Månedlige gennemsnit af samlet ozonforekomst for marts 1980-1997**

Dobson-enheder

**Kilde:** Data fra NASA Goddard Space Flight Center. Data for 1980-1993 er TOMS version 7. Tallet for 1997 er beregnet ud fra næsten tidstro data fra TOMS på ADEOS I. Gennemsnitsberegninger og indtegnning af data udført på NILU.

**Box 3.2: Mekanismer for ozonlagsnedbrydning i polarområder**

Nedbrydningen af det stratosfæriske ozonlag i polarområderne forårsages af en række kemiske reaktioner begyndende med omdannelsen af stabile halogenforbindelser (især saltsyre og chlornitrat fra CFC'er) til kemisk mere aktive former.

De stabile forbindelser reagerer meget langsomt i gasfasen, men der kan opstå hurtige reaktioner på overfladen af PSC-partikler. PSC'er (polare stratosfæriske skyer) dannes i den nedre stratosfære (15-25 km) ved temperaturer under  $-78^{\circ}\text{C}$ , som typisk findes i eller ved udkanten af polarhvirvelvinden. Polarhvirvelvinden er en isoleret luftmasse, som dannes i vintermånederne som følge af en stærk cyklonagtig luftcirkulation, der opstår på grund af temperaturforskellen mellem kold polarluft og den varmere luft på de mellemste breddegrader.

De chlorforbindelser, der frigøres ved de hurtige reaktioner i PSC'erne, spaltes let ved dagslys, hvorved der frigøres chloratomer. Disse reagerer hurtigt og danner dichlormonoxid, som nedbryder ozon ved to forskellige katalytiske kædereaktioner. En af disse kædereaktioner menes at være ansvarlig for 70% af ozontabet i Antarktis. Den anden kædereaktion, som involverer reaktivt brom, menes at være skyld i en stor del af ozontabet i den varmere arktiske stratosfære (SORG, 1996).

**Box 3.3: Andre potentielle ozonlagsnedbrydende stoffer**

Mængden af vanddamp i stratosfæren er et vigtigt parameter for ozonlagsnedbrydningen, idet mere vand fører til hyppigere dannelse af polare stratosfæriske skyer.

Den nedre stratosfære er forholdsvis tør. En vigtig kilde til vand i stratosfæren er oxideringen af metan, som forekommer i langsomt, men dog jævnt stigende koncentrationer som følge af menneskelige aktiviteter. Fly, der beflyver den nedre stratosfære, bidrager også til vandforekomsten. Målinger foretaget ved Boulder ( $40^{\circ}\text{N}$ ) (Oltmans og Hofmann, 1995) viser en hurtigere stigning i vandforekomsten, end hvad der kan forklares ved den stigende metankoncentration. Måleresultaterne tyder på, at der vil ske andre stratosfæriske ændringer på længere sigt. Der er dog kun foretaget pålidelige, længerevarende målinger på dette ene sted, og den globale fordeling af stratosfærisk vanddamp kendes ikke.

Tilstedeværelsen af aerosoler i stratosfæren kan føre til ozonsvind i såvel de arktiske områder som på de mellemste breddegrader. Mt. Pinatubo's udbrud i juni 1991 førte til en større stigning i stratosfærens aerosolbelastning. Aerosolkoncentrationen toppede i 1992 og ligger nu igen på næsten samme niveau som det målte niveau mellem vulkanudbrud. De store mængde vulkanisk aerosol, der blev frigjort ved El Chichón's og Pinatubo's udbrud i henholdsvis 1982 og 1991, falder tidsmæssigt sammen med de ozonfald, der er vist i figur 3.1.

**Figur 3.3 Indeks for styrken af hvirvelvinden i vintrene 1988-89 til 1996-97**Km<sup>4</sup>/kg

November  
 December  
 Januar  
 Februar  
 Marts  
 April  
 Maj

**Note:** Indekset over styrken af hvirvelvinden er baseret på et meteorologisk parameter kaldet potentiel hvirvling (PV), som angiver isolationen mellem den polare luftmasse og luften over de mellemste breddegrader. Hvirvelindekset beregnes ved at gange hvert netfelts PV med netfeltets areal. Denne beregning foretages for alle netfelter, hvor PV er større end en bestemt værdi, og resultaterne lægges sammen for alle de relevante netfelter.

**Kilde:** ECMWF og NILU.

pr. årti siden 1979. I samme periode var faldet om foråret på 7% pr. årti. Undersøgelser har vist, at luft med et reduceret ozonindhold samt chloraktiveret luft fra den arktiske hvirvelvind (se box. 3.2) trænger ind i og blandes sammen på de mellemste breddegrader og derved bidrager til det observerede fald (Norton og Chipperfield, 1995; Pyle m.fl., 1995). Processen kan hænge sammen med de meget lave vintertemperaturer, der de senere år er registreret i Arktis. De lave temperaturer skyldes muligvis en naturlig variabilitet, men hvis temperaturfaldene, eventuelt som følge af ændringer i niveauerne for drivhusgasserne, er udtryk for en tendens, kan ozonnedbrydningen over de mellemste breddegrader tage til, også selv om chlor- og bromkoncentrationerne i stratosfæren begynder at falde.

### 3.4. Koncentrationer i atmosfæren

Stigningen i de *troposfæriske* koncentrationer af de vigtigste ozonlagsnedbrydende stoffer (CFC'er og haloner) er aftaget eller ophørt som følge af Montreal-protokollen og de senere ændringer hertil (Montzka m.fl., 1996). CFC-11-koncentrationen fladede ud omkring 1991, mens CFC-12-koncentrationen nu kun vokser langsomt. Koncentrationerne af hydrochlorfluorcarboner (HCFC'er) er små, men dog stigende, efterhånden som HCFC'erne erstatter CFC'erne (afsnit 3.5) (figur 3.4). Der er sket markante fald i koncentrationen af trichlorethan og tetrachlormethan. Førstnævnte faldt i 1996 til 28% under 1992-maksimummet, mens sidstnævnte faldt til 4% under maksimumniveauet. Til gengæld stiger halonkoncentrationerne stadig som følge af, at der hvert år kun frigøres en lille del af de store mængder, der stadig findes i eksisterende udstyr.

Det samlede ozonlagsnedbrydende potentiale i alle menneskeskabte chlor- og bromforbindelser i troposfæren toppede i 1994 og faldt derefter langsomt som følge af en reduktion af koncentrationerne af trichlorethan og tetrachlormethan. På grund

**Figur 3.4 Troposfæriske koncentrationer af chlorfluorcarboner og haloner**

Chlor/brom

**Note:** Observerede gennemsnitlige koncentrationer over flere målesteder på de to halvkugler. Den øverste kurve viser den samlede sandsynlige chlor-/bromkoncentration omregnet til effektive chlorækvivalenter.

**Kilde:** ALE/GAGE/AGAGE-netværk; Prinn m.fl., 1995; Cunnold m.fl., 1997. HCFC-22-data leveret af NOAA CMDL-netværket. Omregning til effektive chlorækvivalenter foretaget af RIVM.

**Figur 3.5 Ozonlagsnedbrydende stoffer i stratosfæren, 1900-2100**

**Note:** Kurven viser en fremskrivning af koncentrationen af effektive chlorækvivalenter. Fremskrivningen bygger på scenariet i protokollen for WMO/UNEP's ozonvurdering fra 1998 under forudsætning af, at de højst tilladelige emissionsniveauer i henhold til protokollerne nås.

**Kilde:** Foreløbige data fra WMO's ozonvurdering fra 1998 (Guus Velders, RIVM).

af den tid, det tager for disse stoffer at bevæge sig opad i atmosfæren, forventes ozonlagsnedbrydningen i *stratosfæren* at toppe omkring århundredeskiftet, hvorefter nedbrydningen forventes at flade ud for derefter gradvis at aftage. Først i midten af næste århundrede forventes ozonlaget at være fuldstændig genopbygget (til niveauet fra før 1980). Dette kræver en fuldstændig overholdelse af de nuværende internationale aftaler (figur 3.5). Indtil da forventes ozonhullerne over Antarktis at opstå hvert forår.

### 3.5. Produktion og emission

#### *CFC'er*

Tabel 3.2 viser den årlige globale produktion i 1980-94 for CFC'er og tilsvarende forbindelser. Tabellen indeholder kun oplysninger fra de større producenter i de industrialiserede lande. Tabel 3.2 viser ikke produktionen af CFC'er i ikke-industrialiserede lande, herunder især Kina og Indien. Der har imidlertid ikke været et

**Tabel 3.2 Den globale årlige produktion af CFC'er, HCFC'er og en enkelt HFC, 1980-95**

År  
tons

**Kilde:** AFEAS, 1997

tilsvarende fald i disse landes produktion af CFC'er, hvorfor disse lande tegner sig for en voksende andel af produktionen.

Den globale CFC-produktion nåede i 1995 kun op på 10-20% af det højeste niveau. Figur 3.6 viser produktionsnedgangen i EU. CFC'er produceres stadig i EU og andre udviklede lande til essentielle formål, hovedsagelig på det medicinske område. Ifølge Montreal-protokollen kan udviklingslandene anvende CFC'er indtil 2010, og de involverede parter har aftalt, at 10% af produktionen i industrialiserede lande må bruges til at opfylde udviklingslandenes basale behov på hjemmemarkedet.

Den globale årlige emission af de vigtigste CFC'er og (HCFC'er) er indtegnet i figur 3.7 og figur 3.8. Emissionen af CFC-11 og CFC-12 begyndte at falde i 1974. På dette tidspunkt begrænsede man anvendelsen af disse stoffer som drivmidler i spraydåser på grund af betænkeligheder i forbindelse med oplysninger fra begyndelsen af 1970'erne, som tydede på, at CFC'er kunne nedbryde ozonlaget. Emissionsniveauet steg igen i begyndelsen af 1980'erne. Stigningen skyldtes især den voksende anvendelse af CFC'er til andet end spraydåser, nemlig inden for skumplast- og køleindustrien samt luftkonditionering. Niveauet faldt igen efter 1987 som følge af Montreal-protokollen.

#### **Erstatningsforbindelser**

Begrænsningen af CFC-produktionen førte til anvendelse af erstatningsstoffer som HCFC'er og hydrofluorcarboner (HFC'er). HCFC'er indeholder chlor og påvirker også ozonlaget, men i meget mindre grad end de erstattede CFC'er. HFC'er ødelægger ikke ozonlaget, men er ikke desto mindre drivhusgasser, der hører til den 'pakke' af drivhusgasser, der er fastsat i UNFCCC's Kyoto-protokol (se afsnit 2.6.1). Produktionen af HCFC'er er underlagt bestemmelserne i Montreal-protokollen, ifølge hvilken produktionen i de industrialiserede lande skal være afviklet 100% senest i 2030 (2015 for EU). Udviklingslandene skal i 2016 fastfryse deres forbrug af HCFC'er på 2015-niveauet og helt afvikle brugen af HCFC'er inden 2040. Tabel 3.2 og figur 3.7 samt figur 3.8 viser, at den globale produktion og udledning af HCFC-22 vokser støt, mens den globale produktion af de øvrige HCFC'er og HFC-134a i de seneste år er hastigt voksende.

#### **Methylbromid**

Methylbromid er en anden gasart, der er med til at nedbryde stratosfærens ozon. Man forstår ikke fuldt ud de globale methylbromidmissioner og -dræn. Den menneskeskabte emission stammer fra landbruget (især jordgasning, der er årsag til 31% af den samlede emission), fra afbrænding af biomasse (22%) og fra tilsætningsstoffer til benzin (7%). Af mindre væsentlige kilder kan nævnes gasdesinfektion af bygninger og containere (3%) og industrien (2%). Den vigtigste naturlige kilde er havene (35%), men da disse samtidig fungerer som et stort dræn, er det vanskeligt at vurdere deres generelle rolle i methylbromidbalancen (SORG, 1996). Andre dræn er atmosfærisk oxidering og optagelse i jorden.

#### **Figur 3.6 Produktion af visse vigtige ozonlagnedbrydende stoffer i EU, 1986-1996**

ktons  
Halon  
1,1,1 trichlorethan

**Kilde:** Europa-Kommissionen, Generaldirektorat XI

#### **Figur 3.7 Global emission af de vigtigste ozonlagnedbrydende stoffer, 1930-1995**

**Kilde:** AFEAS, 1997



Koncentrationen af methylbromid i atmosfæren har ikke ændret sig væsentligt gennem de seneste årtier. Naturlig eller menneskeskabt methylbromid tegner sig for ca. 14% af den samlede effektive chlor/bromkoncentration i stratosfæren. Methylbromidkoncentrationens konstante niveau tyder på, at der er ligevægt mellem kilder og dræn. De kendte kilder og dræn stemmer imidlertid ikke overens. Da man har kendskab til flere dræn end kilder, tyder det på, at der findes en ukendt stor kilde, som kan være enten natur- eller menneskeskabt.

Den eneste betydende anvendelse af methylbromid, der lader sig påvirke af kontrolforanstaltninger, er jordgasning inden for landbruget. Ud fra den manglende balance på methylbromidbudgettet skønnes det, at sådanne kontrolforanstaltninger kan påvirke mellem 16% og 28% af den samlede emission (SORG, 1996).

### 3.6. Andre kilder til ozonlagsnedbrydning

Der findes en række andre menneskeskabte og naturlige kilder, der truer ozonlaget (SORG, 1996):

- Emission af kvælstofoxider, vanddamp, svovldioxid og sod fra udstødning fra fly forventes at påvirke ozonlaget. Kvælstofoxider fra fly har muligvis allerede medført en stigning på flere procent i ozonkoncentrationerne i den øvre troposfære. Den største stigning har fundet sted i den nordatlantiske luftkorridor. Modelberegninger viser dog, at en ny type overlydsfly, som flyver i den nedre stratosfære, kan nedbryde også stratosfærens ozon. Stigende mængder af vanddamp og salpetersyre fra flyemissioner vil øge risikoen for, at der dannes polare stratosfæriske skyer, der forværrer ozonlagsnedbrydningen (Peter m.fl., 1991).
- Som følge af globale klimaændringer vil temperaturerne i stratosfæren muligvis falde flere grader. Dette fører så igen til dannelse af flere polare stratosfæriske skyer med heraf følgende kraftigere nedbrydning af ozonlaget i polarområderne og muligvis også over de højere breddegrader.
- Stigende koncentrationer af drivhusgasser kan føre til ændringer i de stratosfæriske cirkulationsmønstre, hvilket igen kan medføre et tyndere ozonlag over polarområderne.
- Kraftige vulkanudbrud kan medføre en midlertidig nedbrydning af ozonlaget forårsaget af aerosolpartikler fra svovldioxidemissionerne.

### 3.7. Montreal-protokollen og opfølgingsforanstaltninger

Den sensationelle opdagelse af ozonhullet over Antarktis i 1985 satte gang i det internationale samfunds indsats for at forebygge en yderligere kraftig nedbrydning af ozonlaget

#### Figur 3.8 Global emission af HCFC-142b, HCFC-141b og HFC-134a, 1980-1994

ktons  
HCFC  
HFC

Kilde: AFEAS, 1997

#### Figur 3.9 Overhyppighed af hudcancer i den nordvesteuropæiske befolkning

årlige tilfælde pr. millioner indbyggere

"laden-stå-til"-scenario

Montreal-protokollen

Ændringerne fra København

Kilde: Slaper m.fl., 1996.

i stratosfæren. Konventionen om beskyttelse af ozonlaget blev undertegnet i Wien senere samme år. I september 1987 tiltrådte 47 lande Montreal-protokollen om stoffer, der nedbryder ozonlaget, ifølge hvilken forbruget af bestemte CFC'er og haloner skulle fastfrysnes, og det samlede CFC-forbrug reduceres med 50% inden år 2000 i forhold til referenceåret 1986.

Foreløbig har 162 parter ratificeret Montreal-protokollen. Protokollen blev strammet i London i 1990 og i København i 1992, idet den blev udvidet til også at omfatte andre ozonlagsnedbrydende stoffer. Der blev aftalt nye mål i 1995 i Wien og i 1997 i Montreal. Tidsplanen for udfasningen af de forskellige kategorier af ozonlagsnedbrydende stoffer er vist i tabel 3.3.

Pr. august 1997 havde 72 parter ratificeret ændringerne fra København, mens 165 parter havde ratificeret Wienerkonventionen. Håndhævelsen af Montreal-protokollen med ændringer har ført til et stort fald i produktionen og emissionen af ozonlagsnedbrydende stoffer. Senere er stigningen i koncentrationen af disse stoffer i troposfæren også aftaget og endog i visse tilfælde vendt til et fald. Der er et tidsinterval dels mellem produktion og emission, hvis længde afhænger af stoffernes anvendelse og af det hertil benyttede udstyrs levetid, dels mellem emission og indtrængen i stratosfæren. Som forventet har reduktionerne endnu ikke haft nogen positiv indvirkning på ozonlaget i sig selv eller på niveauet for UV-B-strålingerne.

Figur 3.9 viser estimater over den overhyppighed af hudcancer, der kunne forventes for mennesker, såfremt der ikke på internationalt plan var taget forholdsregler for at reducere emissionen af ozonlagsnedbrydende stoffer. Uden denne indsats ville den samlede hudcancerhyppighed være blevet firedoblet inden 2100, mens hyppigheden ville være blevet fordoblet, såfremt kun den oprindelige Montreal-protokol var blevet gennemført. Forudsat at de bestemmelser, der i dag er gældende, implementeres fuldt ud, skulle ozonkoncentrationen i stratosfæren være faldet til et minimum omkring år 2000. På grund af tidsintervallerne forventes overhyppigheden dog ikke at begynde at falde før ca. 2060.

Situationen kan forbedres yderligere ved at fremskynde udfasningen af HCFC'er og methylbromid i især udviklingslandene, og ved at sørge for en forsvarlig destruering af CFC'er og haloner i depoter og andre steder, hvor de findes (f.eks. i gamle køleskabe og ildslukkere).

**Tabel 3.3 Industrilandenest frister for udfasning af ozonlagsnedbrydende stoffer**

Stof	År
<b>Montreal-protokol</b>	
Haloner	100% afvikling af produktionen
CFC'er, CCL <sub>4</sub> , CH <sub>3</sub> CCl <sub>3</sub>	100% afvikling (afvikling af CFC'er og tetrachlormethan i EU inden 1995)
HBFC'er	100% afvikling
HCFC'er	fastfrysning af det beregnede forbrug på 2,8% af CFC-forbruget i 1989 plus samlet HCFC-forbrug i 1989 (beregnet som 2,6% af CFC-forbruget i EU) afvikling, så der er 0,5% tilbage, som indtil 2030 kan benyttes til servicering af eksisterende udstyr (afvikling inden 2015 i EU)
CH <sub>3</sub> Br	fastfrysning af produktion og forbrug på 1991-niveau 25% reduktion i forhold til ovenstående (25% reduktion i 1998 i EU) 50% reduktion afvikling, dog med eventuel dispensation for essentielle anvendelser i landbruget

**Note:** Afviklingsfristerne for methylbromid er blevet opdateret for at tage hensyn til de seneste aftaler indgået i Montreal i 1997.

**Kilde:** SORG, 1996

Det er også vigtigt, at der træffes effektive foranstaltninger for at begrænse overtrædelser af internationale aftaler (f.eks. smugleri), fortsætte overvågningen af ozonlagnedbrydende stoffer i troposfæren for at kontrollere, at protokollerne overholdes, og overvåge ozonlaget og UV-strålingsniveauerne for at få bekræftet, at foranstaltningerne har den tilsigtede virkning.

### **Referencer**

AFEAS (1997). *Production, sales and atmospheric release of fluorocarbons through 1995*. AFEAS (Alternative Fluorocarbon Environmental Acceptability Study). Washington D.C., USA.

Bojkov, R.D., Bishop, L. og Fioletov, V.E. (1995). Total ozone trends from quality controlled ground-based data (1964-1994). I *J. Geophys. Res.*, bind 100, s. 25867-25876.

Bordewijk, J.A. og van der Woerd, H.J. (1996). Ultraviolet dose maps of Europe, a remote sensing/GIS application for public health and environmental studies. I *BCRS Report* nr. 96-30. Delft, Nederlandene.

Braathen G., Rummukainen, M., Kyrö, E., Schmidt, U., Dahlback, A., Jørgensen, R., Fabian, T.S., Rudakov, V.V., Gil, M., og Borchers, R. (1994). Temporal development of ozone within the arctic vortex during the winter of 1991/92. I *Geophys. Res. Lett.*, bind 21, s. 1407-1410.

Cunnold, D.M., Weiss, R.F., Prinn, R.G., Hartley, D., Simmonds, P.G., Fraser, P.J., Miller, B., Alyea, F.N., Porter, L. (1997). GAGE/AGAGE measurements indicating reductions in global emissions of CCl<sub>3</sub>F and CCl<sub>2</sub>F<sub>2</sub> in 1992-1994. I *J. Geophys. Res.* Bind 102, s. 1259-1269.

Herman, J.R., Bhartia, P.K., Ziemke, J., Ahmed, Z., Larko, D. (1996). UV-B increases (1979-1992) from decreases in total ozone. I *Geophys. Res. Lett.*, bind 23, s. 2117-2120.

Isaksen, I., von der Gathen, P., Braathen, G., Chipperfield, M., Goutail, F., Harris, N.R.P., Müller, R. og Rex, M. (1997). Ozone loss, Chapter 5 in *European research in the stratosphere*. The contribution of EASOE and SESAME to our current understanding of the ozone layer. E-K, Luxembourg,. ISBN 92-827-9719-8.

Labitzke, K. og H. van Loon (1995). A note on the distribution of trends below 10hPa: The extratropical northern hemisphere. I *J. Met. Soc. Japan*, bind 73, s. 883-889.

Larsen, N., Knudsen, B., Mikkelsen, I.S., Jørgensen, T.S. og Eriksen, P. (1994). Ozone depletion in the Arctic stratosphere in early 1993. I *Geophys. Res. Lett.*, bind 21, s. 1611-1614.

McPeters, R.D., Hollandsworth, S.M., Flynn, L.E. og Hermann, J.R. (1996a). Long-term ozone trends derived from the 16-year combined Nimbus 7/Meteor 3 TOMS version 7 record. I *Geophys. Res. Lett.*, bind 23, s. 3699-3702.

McPeters, R.D., Bhartia, P.K., Krueger, A.J., Herman, J.R., Schlesinger, B.M., Wellemeyer, C.G., Sefitor, C.J., Jaross, G., Taylor, S.L., Swisler, T., Torres, O., Labow, G., Byerly, W. og Cebula, R.P. (1996b). Nimbus-7 Total Ozone Mapping Spectrometer (TOMS) Data Products User's Guide. I *NASA Reference Publication 1384*. Washington D.C.

Moan, J., Dahlback, A., Henriksen, T. og Magnus, K. (1989). Biological Amplification Factor for Sunlight-Induced Non-Melanoma Skin Cancer at High Latitudes. I *Cancer Res.*, bind 49, s. 5207-5212.

Montzka, S.A., Butler, J.H., Myers, R.C., Thompson, T.M., Swanson, T.H., Clarke, A.D., Lock, L.T., Elkins, J.W. (1996). Decline in tropospheric abundance of halocarbons: Implications for stratospheric ozone. I *Science*, bind 272, s. 1318-1322.

Müller R., Crutzen, P.J., Groß, J-U., Brühl, C., Russel III, J.M., Gernandt, H., McKenna, D.S. og Tuck, A. (1997). Severe chemical ozone loss in the Arctic during the winter of 1995-96. I *Nature*, bind 389, s. 709-711.

NOAA (1996). *Northern Hemisphere Winter Summary 1995/96: Selected indicators of stratospheric climate*. NOAA Climate Prediction Centre, Washington D.C. Også tilgængelig på World Wide Web: [http://cops.wwb.noaa.gov/products/stratosphere/winter\\_bulletins/nh\\_95-96/](http://cops.wwb.noaa.gov/products/stratosphere/winter_bulletins/nh_95-96/)

Norton, W.A. og Chipperfield, M.P. (1995). Quantification of the transport of chemically activated air from the northern hemisphere polar vortex. I *Geophys. Res.*, bind 100, s. 25817-25840.

Oltmans, S.J. og Hofmann, D. (1995). Increase in lower stratospheric water vapour at a mid-latitude northern hemisphere site from 1981-1994. I *Nature*, bind 374, s. 146-149.

Peter, T., Brühl, C. og Crutzen, P.J. (1991). Increase in the PSC-formation probability caused by high-flying aircraft. I *Geophys. Res. Lett.*, bind 18, s. 1465-1468, 1991.

Prinn, R.G., Weiss, R.F., Miller, B.R., Huang, J., Aleya, F.N., Cunnold, D.M., Fraser, P.J., Hartley, D.E. og Simmonds, P.G. (1995). Atmospheric trends and lifetime of CH<sub>3</sub>CCl<sub>3</sub> and global OH concentrations. I *Science*, bind 269, s. 187-192.

Pyle, J.A., Chipperfield, M.P., Kilbane-Dawe, I., Lee, A.M., Stimpfle, R.M., Kohn, D., Renger, W., Walters, J.W. (1995). Early modelling results from the SESAME and ASHOE campaigns. I *Faraday Discuss., Royal Soc. of Chem.*, bind 100, s. 371-387.

Rex, M., Harris, N.R.P., von der Gathen, P., Lehmann, R., Braathen, G.O., Reimer, E., Beck, A., Chipperfield, M.P., Alfier, R., Allaart, M., O'Connor, F., Dier, H., Dorokhov, V., Fast, H., Gil, M., Kyrö, E., Litynska, Z., Mikkelsen, I.S., Molyneux, M., Nakane, H., Notholt, J., Rummukainen, M., Viatte, P., Wenger, J. (1997). Prolonged stratospheric ozone loss in the 1995-96 Arctic winter. I *Nature*, bind 389, s. 835-838.

Slaper, H., Velders, G.J.M., Daniel, J.S., de Gruijl, F.R., van der Leun, J.C. (1996). Estimates of ozone depletion and skin cancer incidence to examine the Vienna Protocol achievements. I *Nature*, bind 384, s. 256-258.

Slaper, H., Velders, G.J.M., Matthijsen, J. (1997). *Ozone depletion and skin cancer incidence: a source-risk approach*, p. 73-76, Book of Papers. Red.: B.J.M. Ale, M.P.M. Janssen og M.J.M. Pruppers. RISK97, International Conference "Mapping Environmental Risks and Risk Comparison".

Smith, R.C., Prezelin, B.B., Baker, K.S., Bidigare, R.R., Boucher, N.P., Coley, T., Karentz, D., MacIntyre, S., Matlick, H.A., Menzies, D., Ondrusek, M., Wan, Z., Waters, K.J. (1992). Ozone depletion: Ultraviolet radiation and phytoplankton biology in Antarctic waters. I *Science*, bind 255, s. 952-959.

SORG (1996). *Stratospheric ozone 1996*. United Kingdom Stratospheric Ozone Review Group. Sixth report. DoE Reference number 96DPL0021. HMSO, London. Denne rapport er også tilgængelig på World Wide Web: <http://www.ozone-sec.ch.cam.ac.uk/eorcu/>

UNEP (1995). Environmental effects of ozone depletion, 1994 assessment. I *Ambio*, bind 3, s. 138-196.

von der Gathen, P., Rex, M., Harris, N.R.P., Lucic, D., Knudsen, B.M., Braathen, G.O., De Backer, H., Fabian, R., Fast, H., Gil, M., Kyrö, E., St. Mikkelsen, I., Rummukainen, M., Stähelin, J., Varotsos, C. (1995). Observational evidence for chemical ozone depletion over the Arctic in winter 1991-92. I *Nature*, bind 315, s. 131-134.

Zurek, R.W., Manney, G.L., Miller, A.J., Gelman, M.E. og Nagatani, R.M. (1996). Interannual variability of the north polar vortex in the lower stratosphere during the UARS mission. I *Geophys Res. Lett.*, bind 23, s. 289-292.

#### 4. Forsuring

[In margin: Hovedkonklusioner]

Virkningerne af sur deposition fra emission af svovldioxid, kvælstofoxider og ammoniak i ferskvand er blevet reduceret noget siden offentliggørelsen af *Dobris*-rapporten, og bestanden af hvirvelløse dyr er mange steder delvis genoprettet. Mange skoves sundhedstilstand forværres dog stadig, og selv om dette ikke nødvendigvis skyldes forsuring, kan de langsigtede virkninger af sur deposition i jorden udmærket tænkes at bidrage hertil. I følsomme områder medfører forsuring øget mobilitet af aluminium og tungmetaller med heraf følgende forurening af grundvandet.

Selv om den samlede sure deposition er faldet siden 1985, overskrides de kritiske belastninger (det depositionsniveau, der, hvis det overskrides, kan forventes at volde skade) dog stadig i omkring 10% af Europas landområder, hovedsagelig i Nord- og Centraleuropa.

Emissionen af svovldioxid i Europa halveredes mellem 1980 og 1995. Den samlede kvælstofemission (kvælstofoxider og ammoniak), som stort set var konstant i perioden 1980-1990, faldt med ca. 15% mellem 1990 og 1995, med det største fald i CØE-landene og NIS.

Transportsektoren er blevet den største kilde til emission af kvælstofoxider og tegnede sig i 1995 for 60% af den samlede emission. I perioden 1980-1994 steg godstransporten ad landevej med 54%, mens passagerbefordringen i bil mellem 1985 og 1995 steg med 46%. Transport af passagerer med fly steg i samme periode med 67%.

I Vesteuropa har indførelsen af katalysatorer i motorkøretøjer bidraget til at reducere den transportrelaterede emission. Virkningerne af sådanne foranstaltninger slår imidlertid kun langsomt igennem, da bilparken kun langsomt udskiftes. Hvis det skal lykkes at nedbringe emissionen yderligere, vil det formentlig være nødvendigt at øge afgifterne på brændstof og motorkøretøjer.

I CØE-landene og NIS er der et betydeligt vækstpotentiale i den private transportsektor, men der er samtidig store muligheder for at forbedre energieffektiviteten i den samlede transportsektor.

De politiske foranstaltninger til bekæmpelse af forsuring er kun blevet en delvis succes:

- Målsætningen om at stabilisere kvælstofoxidemissionen på 1987-niveau senest i 1994, som er fastlagt i protokollen til konventionen om grænseoverskridende luftforurening over store afstande (CLTRAP) blev opfyldt for Europa som helhed, men ikke i alle 21 underskrivende lande. Såvel i nogle af de underskrivende lande, som ikke opfyldte målsætningen, som i nogle ikke-underskrivende lande blev emissionen dog betydelig reduceret.
- Det femte miljøhandlingsprogram (5MHP) har som mål at nedbringe emissionen af kvælstofoxid med 30% mellem 1990 og 2000. Indtil 1995 var denne emission kun blevet reduceret med 8%, og det er ikke sandsynligt, at målet for år 2000 vil blive opfyldt.

En multistof-/multieffekt-protokol forventes at foreligge i 1999. Formålet med protokollen er på en omkostningseffektiv måde at fastsætte strengere emissionsgrænseværdier for forsurende stoffer og ikke-metanholdige flygtige organiske forbindelser (NMVOC).

- Målet i den første CLRTAP- svovlprotokol: at reducere emissionen med 30% i 1993 i forhold til 1980-niveauet, blev nået i alle 21 underskrivende lande og i fem ikke-underskrivende lande. I flere europæiske lande (bl.a. Portugal og Grækenland) blev svolveemissionen dog ikke reduceret i samme omfang. Det er mere usikkert, hvorvidt det vil lykkes at opfylde midtvejsmålsætningen i den anden svovlprotokol i år 2000, og hvis protokollens langsigtede mål om ikke at overskride de kritiske belastninger skal opfyldes, vil det være nødvendigt med yderligere foranstaltninger.

- **5MHP-målet for svovldioxid: en reduktion på 35% i forhold til 1985-emissionsniveauet senest i år 2000, blev nået i 1995 både i EU som helhed (en reduktion på 40%) og i de fleste medlemsstater.**

**I forlængelse af 5MHP er der iværksat yderligere foranstaltninger i EU for at opfylde de langsigtede mål i den anden svovlprotokol, herunder foranstaltninger til nedsættelse af svovlindholdet i olieprodukter, nedbringelse af emissionen fra store fyringsanlæg samt fastsættelse af emissionsgrænseværdier for biler. Et foreløbigt mål for EU's strategi for bekæmpelse af forureningsproblemet, der drøftes i øjeblikket, er en 55% reduktion af kvælstofoxidemissionen mellem 1990 og 2010. Hvis det skal nås, må der rettes særlig opmærksomhed mod emissionen fra transportsektoren.**

#### **4.1. Indledning**

Syrefølsomme områder som ferskvandssystemer, skove, jordbund og naturlige økosystemer i store dele af Europa ødelægges af sur deposition, som i de fleste tilfælde hidrører fra menneskeskabt emission af tre forurenende gasformige stoffer, nemlig svovldioxid ( $\text{SO}_2$ ), kvælstofoxid ( $\text{NO}_x$ ) og ammoniak ( $\text{NH}_3$ ). Konsekvenserne heraf er bl.a. bladtab og dårlig sundhedstilstand hos træer, faldende fiskebestande og fattigere akvatisk dyreliv i syrefølsomme søer, floder og vandløb. Sur deposition ændrer også den kemiske sammensætning af jordbunden. Forsuringen går endvidere hårdt ud over store dele af Europas kulturarv, som f.eks. kalkstens- og marmorbygninger, monumenter og glasmalerier. Deposition af kvælstofforbindelser medfører endvidere eutrofiering i terrestriske og marine økosystemer. Siden offentliggørelsen af *Dobris*-rapporten er problemet med forsurening af søer mindsket som følge af især faldende svovlemission. Forsuringen af jordbunden vil imidlertid fortsætte, så længe de kritiske belastninger overskrides, hvilket stadig sker i store dele af Europa.

Hovedparten af  $\text{SO}_2$ - og  $\text{NO}_x$ -emissionen stammer fra afbrænding af kul og spildolie, især på kraftværker, til rumopvarmning i bolig-, erhvervs- og servicesektorerne, i industrien samt i diesel- eller benzindrevne biler, skibe og fly.  $\text{NH}_3$ -emissionen

**Box 4.1: Transport og deposition af syreforbindelser**

SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og NH<sub>3</sub> emitteret i atmosfæren vender tilbage til jordoverfladen, enten direkte (tørdeponering på planter eller andre overflader og våddeponering i forbindelse med regn, sne, hagl, tåge og dug) eller indirekte (i tør eller våd form efter kemisk omdannelse). SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> kan oxideres, hvorved der dannes svovlsyre eller salpetersyre enten i luften eller efter deponering. NH<sub>3</sub> kan sammen med svovl- og salpetersyre danne ammonium, sulfatpartikler samt ammoniumnitratpartikler.

De forsurende gasser og partiklers levetid i atmosfæren afhænger af meteorologiske og kemiske forhold. Svovlforbindelser deponeres som oftest to-fire dage efter emissionen. Kvælstofoxider har som regel en længere levetid i atmosfæren, men omdannes forholdsvis hurtigt til salpetersyre, som hurtigt forsvinder fra atmosfæren. Ammoniak deponeres også hurtigt, undtagen når ammoniakken går i forbindelse med svovl- eller salpetersyre og danner ammoniumsulfat og -nitrat. Dette samspil mellem stofferne har især betydning for transporten af svovl- og kvælstofforbindelser over store afstande, undertiden flere tusinde kilometer.

Den største svovldeposition finder sted i regionerne med den højeste emission, og skyldes oftest tørdeponering af svovldioxid. Også i områder med store nedbørsmængder som f.eks. kyst- og bjergområder deponeres der store mængder svovl. Oxideret kvælstof (fra NO<sub>x</sub>-emission) følger samme depositions mønster. Depositionen tæt ved emissionskilden er dog mindre, end når der er tale om svovl. Oxideret kvælstof transporteres over længere afstande og bidrager til problemet med troposfærisk ozon (kapitel 5), idet NO<sub>x</sub> er en vigtig ozonprækursorprækursor.

Reducerede kvælstofforbindelser (fra emission af ammoniak) deponeres nærmere ved kilderne end svovl. Af samme årsag transporteres ammoniumoxider ikke så ofte over store afstande som svovl- og kvælstofoxider. I f.eks. Frankrig stammer 33% af svovldepositionen og 62% af den samlede kvælstofdeposition fra kilder inden for landets grænser, mens 30% af svovldepositionen og 15% af den samlede kvælstofdeposition stammer fra nabolandene Tyskland, Spanien og Det Forenede Kongerige. Henholdsvis 37% og 23% af depositionerne stammer fra fjernere liggende lande.

Den væsentligste kilde til information og data om depositioner, koncentrationer, transport over store afstande og grænseoverskridende strømme af forsurende luftforurenende stoffer er Det Europæiske Overvågnings- og Vurderingsprogram (EMEP), der er iværksat under UNECE's Genève-konvention af 1979 om grænseoverskridende luftforurening over store afstande (LRTAP). Kort 4.1 viser EMEP-området.



hidrører hovedsagelig fra produktion og spredning af gødning.

Når emissionen til atmosfæren er sket, spredes de forsurende gasser. Disse kan forblive i luften i adskillige dage og transporteres langt væk af vinden, således at gasserne har virkninger langt fra emissionsstedet. I box 4.1 gøres der kort rede for, hvorledes syreemissionen af forsurende stoffer vender tilbage til jordens overflade og forsuret jord og vand. Begrebet kritisk belastning er defineret i box 4.2.

Forsuring er et grænseoverskridende problem, som skal bekæmpes ved en kombination af nationale og internationale initiativer såsom foranstaltninger, der tilskynder til at bruge renere brændstoffer med reduceret emission fra især køretøjer samt kul- og oliefyrede kraftværker.

## 4.2. Virkninger

### *Skov og jordbund*

Det fremgår af de regelmæssige undersøgelser, der har fundet sted siden 1986, at der især i Centraleuropa er sket store skader på træer (bladtab og misfarvning) (Becher m.fl., 1996, Lorenz m.fl., 1997). Skaderne hænger dog ikke nødvendigvis sammen med forsurening. Bladtab og dårligere sundhedstilstand kan også skyldes andre miljøpåvirkninger som f.eks. tørke, vind eller frostskafer eller den almindelige aldring af træerne. I Skandinavien mister de højt voksende grantræer nålene som følge af de barske miljøforhold og lange vintre. Også tørken efterlader sig tydelige spor i visse områder som f.eks. Spanien, der var alvorligt ramt af tørke i 1990-1993. Andre miljøpåvirkninger som f.eks. ozoneksponering og episoder med høje koncentrationer af svovldioxid kan også spille ind. Der kan derfor ikke etableres nogen årsagsforbindelse mellem svovldepositioner, der overstiger den kritiske belastning (box. 4.2), og det observerede bladtab. Dette gælder selv i områder, hvor det er sandsynligt, at jordens neutraliserende evne har stor betydning for skovbevoksningens vækst og aldring. Trods emissionsreduktioner viser overvågningsresultaterne et generelt stigende bladtab. Dette kan til dels skyldes aldringen af de overvågede bevoksninger. Jordforsuring er imidlertid en langsom proces, som vil fortsætte i de områder, hvor de kritiske belastninger er overskredet, hvilket muligvis kan have langsigtede virkninger.

#### **Box 4.2: Kritiske belastninger**

Den kritiske belastning angiver, hvor stor en sur deposition økosystemet kan tåle, inden der opstår kemiske ændringer, der på længere sigt skader økosystemets struktur og funktion (Gregor m.fl., 1996). Der er beregnet kritiske belastninger for Europa for 50 x 50 km<sup>2</sup>-netfelter (Posch m.fl., 1997). Disse beregnede kritiske belastninger kan så sammenlignes med de målte eller beregnede depositionsmængder. Kriterierne for beregningen af de kritiske belastninger er ikke bredt accepteret, og forsøg har vist, at almindelige skovtræarter ikke er særlig følsomme over for nogle af de kemiske ændringer i jordbunden. Der er dog almindelig enighed om, at syretilførsler ud over de kritiske belastninger mindsker mængden af næringsstoffer i jorden, hvilket igen kan påvirke træernes vækst og sundhed. Overskridelse af kritiske belastninger er den eneste måde, hvorpå man i europæisk skala kan måle tabet af næringsstoffer.

Begrebet "kritisk belastning", som bruges ved måling af virkninger på skove og jordbund, kan også bruges i forbindelse med ferskvand. Her bliver de kritiske belastninger beregnet ud fra de forvoldte skader på udvalgte organismer og bestande (fisk og hvirvelløse dyr), der er følsomme over for ændringer i vandets kemiske sammensætning som følge af syrenedfald.

Der beregnes kritiske belastninger for svovl, forsurende kvælstof og eutrofierende kvælstof. De eutrofierende virkninger af kvælstof skyldes øget udvaskning af dette stof i grundvand, vandløb og søer samt ændringer i skovenes økosystem. I Europa beregner de enkelte lande de kritiske belastninger på grundlag af data, CCE (Coordinating Centre for Effects) har modtaget og lagret i databaser eller indtegnet på kort. De nyeste data findes i Posch m.fl., 1997. UNECE anvender såkaldte 5-percentil betingede kritiske belastninger for EMEP's 150 x 150 km netfelter ved udarbejdelsen af strategier for reduktion af emissionen. De fem *percentil* betyder, at 5% af et netfelt, der omfatter de mest følsomme økosystemer, vil forblive ubeskyttede. Da forsurening skyldes såvel svovl- som kvælstofdepositioner, vil den mængde svovl, et økosystem kan tåle, også afhænge af mængden af kvælstof og vice versa. Kender man depositionsniveauet for kvælstof fra f.eks. modelberegninger, kan man beregne de deraf *betingede* kritiske belastninger for svovl, der kan variere fra år til år, afhængig af variationen i kvælstofdepositionen. På samme måde kan man beregne den betingede kritiske belastning for kvælstof, hvis man kender depositionsniveauet for svovl. De betingede kritiske belastninger vil være mindre end (eller teoretisk set lig med) de kritiske belastninger, der beregnes alene ud fra svovldepositionen. Når der kan observeres eller beregnes en deposition, som overskrider en kritisk belastning, sker der en registrering af overskridelsen. Anslåede overskridelser behandles i afsnit 4.4.2.

En væsentlig ulempe ved emissionsreduktioner, der er beregnet ud fra gennemsnitlige overskridelser i store netfelter (150 x 150 km) er, at depositionen lokalt inden for et så stort netfelt kan variere meget. De faktiske overskridelser i lokale økosystemer kan derfor afvige væsentligt fra de overskridelser, der beregnes på grundlag af anslåede gennemsnitsdepositioner.

### **Ferskvand**

Tusinder af søer i Europa, især Nordeuropa, er alvorligt påvirket af sur deposition. Følgerne for de akvatiske organismer er såvel direkte (forgiftning) som indirekte (mistet bytte eller planteføde samt komplekse ændringer af vandets kemiske sammensætning som følge af øget surhed). I mange tilfælde er hele fiskebestande forsvundet (Hesthagen m.fl., 1995).

Sammenligninger af data for 1980'erne og 1990'erne viser, at reduktioner i svovldepositionen mange steder har ført til en forbedring af vandets kemiske sammensætning og delvis genoprettelse af bestanden af hvirvelløse dyr (Lükewille m.fl., 1997). På regionalt plan falder svovlkoncentrationerne næsten alle steder, og faldene var i stort set alle tilfælde større i 1990'erne end i 1980'erne (figur 4.1). Det Forenede Kongerige er dog en undtagelse. Her er der trods nedgangen i svovldepositionerne stadig kun ringe tegn på reducerede svovlkoncentrationer.

Ved ændrede svovlkoncentrationer ændres også vandets sammensætning i øvrigt. I de nordiske lande (Finland, Sverige og Norge) faldt alkaliniteten i 1980'erne (med en øget forsuring til følge), men steg igen i 1990'erne (genoprettelse). Mange steder i Europa (Italien, Tyskland, Nederlandene og Danmark) øgedes alkaliniteten i 1980'erne og ikke mindst i 1990'erne. Også her er undtagelsen Det Forenede Kongerige, hvor de ferske vandområders alkalinitet i samme periode ikke synes at være steget.

Figur 4.2 viser procentdelen af forskellige landes søer, hvor svovldepositionen overstiger den kritiske belastning. Det høje tal for Norge skyldes en kombination af store svovldepositioner og meget lave kritiske belastninger, især i Sydnorge. Også tallet for Wales er højt trods et forholdsvis højt niveau for de kritiske belastninger. Dette skyldes et højt depositionsniveau. Svovldepositionen i Ruslands Kola-region stammer hovedsagelig fra lokale metalværker. Tallene for Finland og Sverige tyder på, at den kritiske belastning er overskredet i ca. 3 000 finske og 6 000 svenske søer.

### **Andre virkninger**

De forsurende forbindelsers skadelige virkninger på byggematerialer m.v. skyldes næsten udelukkende gasformig svovldioxid i områder med høje koncentrationer af svovldioxid. Gevinsten ved at reducere emissionen af svovldioxid i Europa i form af færre udgifter til vedligeholdelse og udskiftning af bygninger m.v. opvejes stort set af omkostningerne ved at reducere emissionen (Kucera og Fitz, 1995). Der er også voksende bekymring over de sundhedsskader, partikler (PM) forvolder, især i byområder (se kapitel 12, afsnit 12.2.2 og 12.3.2) Her er bl.a. sur emission af svovl og kvælstof skyld i, at der dannes småpartikler med en diameter på under 2,5 mikrometer ( $PM_{2,5}$ ).

#### **Figur 4.1 Ændringer i overfladevands sulfatindhold og alkalinitet gennem 1980'erne og 1990'erne**

Årlige ændringer i overfladevands sulfatindhold i 1980'erne og 1990'erne i forskellige europæiske regioner  
sulfat  
Centraleuropa  
De nordiske lande  
Det Forenede Kongerige  
alkalinitet

**Note:** Negative værdier angiver faldende sulfatindhold eller alkalinitet, mens positive værdier angiver en stigning. Søjlelængde angiver størrelsen af ændringerne.

**Kilde:** Lükewille m.fl. (1997).

**Figur 4.2 Procentdel af de forskellige landes søer, hvor den kritiske belastning for svovl (S) er overskredet, efteråret 1995**

Norge  
Wales  
Russisk Kola  
Finland  
Sverige  
Danmark  
Russisk Karelen  
Skotland  
procent af det samlede antal søer

**Note:** Tallene for Danmark og Karelen er usikre som følge af det lave antal undersøgte søer.

**Kilde:** Henriksen m.fl. (1998)

**Figur 4.3 Luftens koncentrationer af sulfatpartikler i landdistrikter, 1980-95**

Ispra, Italien  
Jarczew, Polen  
Suwalki, Polen  
Keldsnor, Danmark  
Tange, Danmark  
Birkenes, Norge  
High Muffles, Det Forenede Kongerige  
Eskdalemuir, Det Forenede Kongerige

**Note:** De lodrette skalaer er forskellige

**Kilde:** EMEP/CCC

Luftbårne sulfat- og ammoniumnitratpartikler påvirker sigtbarheden og fungerer som kondensationskerne ved tåge- og skydannelse. Luftbårne sulfatpartikler kan til dels udligne den globale opvarmning, der på regionalt plan er forårsaget af drivhusgasser (se kapitel 2, afsnit 2.3).

#### 4.3. Tendenser i de målte koncentrationer i luften

De seneste 15 års reduktioner i svovldioxidemissionen i Europa og de tilsvarende fald i luftens koncentration af svovldioxid- og sulfataerosoler samt i nedbørens koncentration af syre har begrænset virkningerne af den sure deposition. Forbedringerne er mest udtalte de steder i Vest- og Nordeuropa, hvor der er truffet foranstaltninger til begrænsning af emissionskilderne.

Ofte påvirkes koncentrationerne af svovldioxid kraftigt af emission fra kilder forholdsvis tæt på målestationerne. Det er derfor vanskeligt at drage konklusioner om udviklingen i disse koncentrationer. Svovlsyre- og sulfataerosolpartikler har en længere levetid i atmosfæren end svovldioxid og giver derfor et bedre indtryk af tendenserne "i stor skala". En gennemgang af optegnelserne for 1980-93 fra EMEP's målestationer (figur 4.3) viser et markant fald i luftbårne sulfatkoncentrationer i Nordeuropa. Også i Ispra i Norditalien er der observeret et fald i de luftbårne sulfatkoncentrationer. De observerede reduktioner svarer stort set til den emissionsreduktion, der i Vesteuropa begyndte midt i 1970'erne og i Østeuropa sidst i 1980'erne.

#### 4.4. Depositioner af forsurende stoffer

##### 4.4.1. Tendenser

Emissionen af svovl i Europa voksede støt fra 1880 (kun afbrudt af 2. verdenskrig) og toppede i 1980 ved 60 millioner tons om året efterfulgt af et brat fald (figur 4.4) (Mylona, 1996).

Depositionerne har fulgt det samme generelle mønster, hvilket fremgår af figur 4.5, som viser resultaterne af målinger i Sydnorge og den sydlige del af Polen. Den sydpolske målestation dækker "den sorte trekant", som er grænseområdet mellem Tyskland, Tjekkiet og Polen. I Norge begyndte depositionerne at falde meget tidligere end i Polen. Dette hænger sammen med, at faldet i emissionen begyndte næsten 10-15 år tidligere i Nordvesteuropa end i CØE- og NIS-landene, især det tidligere Østtyskland, Tjekkiet og Polen.

Figur 4.6 viser udviklingen i depositionen af svovl, oxideret kvælstof og reduceret kvælstof for forskellige områder i perioden 1985-1995. Vejrforholdene er forskellige i de pågældende områder, ligesom der er stor forskel på, hvor langt områderne ligger fra de store emissionskilder (se kort 4.4 og 4.5). Depositionsmønstrene stemmer stort set overens med ændringerne i emissionsmønstrene. I Vesteuropa har der i den pågældende periode kun været et mindre fald i NO<sub>x</sub>-emissionen, idet gevinsterne fra de teknologiske forbedringer og den faldende emission fra industri og husholdninger udlignes af stigende brug af biler (se afsnit 4.6).

I hele Europa stiger depositionerne af kvælstof målt i forhold til svovldepositionerne.

I princippet kan de skadelige virkninger og konsekvenserne af svovldioxidemissionen delvis neutraliseres af depositionen af alkaliske stoffer såsom flyveaske og visse former for industristøv. Som følge af skærpet kontrol har emissionen af alkaliske stoffer været faldende i de seneste årtier (Hedin m.fl., 1994). De mængder, der emitteres i dag, er formentlig for små til at have nogen neutraliserende virkning af betydning (Semb m.fl., 1995). Tilførslen af alkalisk ørkenstøv kan i den sydlige og sydøstlige del af Europa dog være betydelig.

##### 4.4.2. Overskridelser af kritiske belastninger

Figur 4.7 viser, hvor stor en del af det samlede europæiske økosystem, der i perioden 1985 - 1995 var ramt af overskridelser af de kritiske belastninger. Udviklingen følger stort set mønstret i de emissionsreduktioner, der har fundet sted. De store forskelle fra år til år skyldes vekslende vejrforhold. Den nedadgående tendens for svovl hænger sammen med den reducerede SO<sub>2</sub>-emission (figur 4.8). Dette påvirker igen størrelsen af det samlede område med registrerede overskridelser af den kritiske belastning for forsurende kvælstof, idet niveauet for den heraf betingede kritiske belastning for kvælstof vil være højere, når svovldepositionen reduceres. Den samlede kvælstofemission (NO<sub>x</sub> plus NH<sub>3</sub>) ændredes dog kun lidt i perioden 1985-1995. Dette kan ses af, at det område, hvor der er registreret overskridelser for eutrofierende kvælstof (som er uafhængigt af svovldepositionen), er næsten uændret.

Kort 4.1 viser den geografiske fordeling af overskridelserne af den betingede kritiske belastning for svovl. De højeste værdier er målt

#### Figur 4.4 Svovlemission i Europa, 1880-1995

mio. tons

Kilder: Mylona (1996) og EMEP/MS-C-W (fra 1980)

#### Figur 4.5 Svovldeposition i den sydlige del af Norge og Polen, 1880-1995

Sydnorge

Sydpolen

Kilder: Mylona (1996) og EMEP/MS-C-W (fra 1985)

**Kort 4.1 Overskridelse af de 5-percentil betingede kritiske belastninger for svovl, 1995**

Overskridelse af kritiske belastninger for svovl

1:30 000 000

over 2000

1000-2000

400-1000

Belastninger i eq/ha i EMEP 150-netfeltet

områder uden overskridelser

200-400

40-200

under 40

**Kilder:** EMEP/MSC-W og CCE

**Kort 4.2 Overskridelse af de 5-percentil betingede kritiske belastninger for forsurende kvælstof, 1995**

Overskridelse af kritiske belastninger for forsurende kvælstof

1:30 000 000

Belastninger i eq/ha i EMEP 150-netfeltet

over 1000

400-1000

områder uden overskridelser

200-400

40-200

under 40

**Kilder:** EMEP/MSC-W og CCE



**Kort 4.3 Overskridelse af de 5-percentil kritiske belastninger for eutrofierende kvælstof, 1995**

Overskridelse af kritiske belastninger for eutrofierende kvælstof

1:30 000 000

Belastninger i eq/ha i EMEP 150-netfeltet

over 1000

400-1000

områder uden overskridelser

200-400

40-200

under 40

**Kilder:** EMEP/MS-CW og CCE

i Centraleuropa, den østlige del af Det Forenede Kongerige og enkelte andre steder. I dele af Skandinavien, hvor emissionsniveauet er lavt, er antallet af overskridelser forholdsvis stort. Dette skyldes jordbundens ringe bufferevne (et mål for evnen til at neutralisere syre). I Middelhavsområdet har jorden en meget større bufferevne, hvilket giver højere niveauer for de kritiske belastninger og derfor langt færre overskridelser. Kort 4.2 viser overskridelserne af den betingede kritiske belastning for forsurende kvælstof. Kort 4.3 viser overskridelserne af de kritiske belastninger for eutrofierende kvælstof.

## 4.5. Emission

### 4.5.1. Tendenser 1980-95

Dataene i dette afsnit omfatter samtlige emissioner i EMEP-området, som fremgår af EMEP's emissionsdatabase (Olendrzynski, 1997). Figur 8, 9 og 10 viser ændringerne i  $\text{SO}_2$ -,  $\text{NO}_x$ - og  $\text{NH}_3$ -emissionen mellem 1980 og 1995. Det generelle mønster er et stabilt kraftigt fald i  $\text{SO}_2$ -emissionen i perioden 1980-1995. Der er også generelt sket et fald i kvælstofemissionen fra omkring 1990, om end faldet har været langsommere. Mellem 1980 og 1995 faldt den samlede  $\text{SO}_2$ -emission med ca. 50% (figur 4.8). Faldet var mest udtalt for NIS- og EU-landene (henholdsvis 58% og 57%). Reduktionen i CØE-landene lå på ca. 40%. Størstedelen af faldet har fundet sted efter 1990. Faldet i  $\text{NO}_x$ -emissionen var mindre, men var dog på 15% af den samlede emission mellem 1990 og 1995 (8% i EU, 29% i CØE og 31% i NIS) (figur 4.9).  $\text{NH}_3$ -emissionsdataene fra før 1990 er ufuldstændige og usikre. Siden 1990 har der været adgang til mere pålidelige officielle beregninger over emissionen for hele Europa. Fra 1990 til 1995 faldt den samlede  $\text{NH}_3$ -emission i Europa med 15% (9% i EU, 32% i CØE og 17% i NIS) (figur 4.10).

### 4.5.2. Sektorvis emission

Figur 4.11 viser, at emissionen af svovl især stammer fra energisektoren, mens  $\text{NO}_x$ -emissionen hidrører fra transportsektoren og  $\text{NH}_3$ -emissionen fra landbrugssektoren. Dataene for den tidsmæssige udvikling i de forskellige sektorer er langt fra komplette, men tyder på et fald i industrisektorens andel af  $\text{SO}_2$ -emissionen og en stigning i energisektorens andel. Endvidere viser tallene, at transportsektoren har overtaget industrisektorens rolle som kilde til  $\text{NO}_x$ -emission. Landbruget er fortsat den sektor, der udleder mest  $\text{NH}_3$ .

### 4.5.3. Geografisk emissionsmønster

Den geografiske fordeling af svovldioxidemissionen (angivet som tons svovl pr.

#### Figur 4.6 Årlig deposition, 1985-1995

$\text{g(S)}/\text{m}^2/\text{år}$

Svovl

Den sydlige del af Polen

Benelux-området

Norditalien

Syd norge

$\text{g(N)}/\text{m}^2/\text{år}$

Oxideret kvælstof

Benelux-området

Den sydlige del af Polen

Norditalien

Syd norge

$\text{g(N)}/\text{m}^2/\text{år}$

Reduceret kvælstof

Benelux-området

Norditalien

Den sydlige del af Polen  
Sydnorge

**Kilde:** EMEP/MSC-W

år) og kvælstofoxid- og ammoniakemissionen (angivet som tons kvælstof pr. år) i Europa i 1995 er vist i kort 4.4 og 4.5. Oplysningerne stammer fra EMEP's database over emissionen i 50 x 50 km-netfeltet (Olendrzynski, 1997).

Hovedparten af svovlemissionen stammer fra Centraleuropa, dele af Det Forenede Kongerige, Spanien, Italien, dele af Balkan-området samt Ukraine og Rusland. De 10 største svovlemitterende lande var i perioden 1985-95 (i 1 000 tons S pr. år) Tyskland (2 612), Rusland (2 248), Det Forenede Kongerige (1 741), Polen (1 704), Ukraine (1 348), Spanien (1 022), Bulgarien (943), Tjekkiet (894), Italien (827) og Frankrig (623).

Samtidig er hvert af de 10 største svovlemitterende lande også den største bidrager til svovldepositionen inden for egne grænser. Årsagen hertil er, at en stor del af SO<sub>2</sub>-emissionen tørdeponeres i nærheden af emissionskilden. En række af de omgivende lande (Belgien, Danmark, Luxembourg, Nederlandene, Norge, Schweiz, Sverige, Østrig, Hviderusland, Letland og Litauen) modtager over halvdelen af det svovl, der deponeres inden for deres egne grænser, fra disse 10 lande. Overskridelserne af de kritiske belastninger viser samme mønster (kort 4.1).

Mønstret for kvælstofemissionen er mere jævnt end mønstret for svovlemissionen. Dette er især tilfældet i Nederlandene, den vestlige del af Tyskland og den sydlige del af Det Forenede Kongerige. Som nævnt i afsnit 4.4.1 er emissionen af kvælstof ved at blive en stadig større kilde til forurening. I store dele af Frankrig, Spanien, Italien, Skandinavien, CØE og NIS er kvælstofemissionen nu større end svovlemissionen. De 10 største kvælstofemitterende lande (NO<sub>x</sub> og NH<sub>3</sub> i 1 000 tons N pr. år) var Rusland (1 610), Tyskland (1 486), Det Forenede Kongerige (1 067), Frankrig (1 064), Italien (938), Ukraine (880), Polen (793), Spanien (615), Rumænien (388) og Nederlandene (355).

I Bulgarien, Danmark, Det Forenede Kongerige, Frankrig, Irland, Italien, Nederlandene, Portugal, Rumænien, Spanien, Tyrkiet, Tyskland og Ukraine stammer over halvdelen af den indenlandske kvælstofdeposition fra egne emissionskilder. De øvrige lande modtager over 50% fra kilder uden for deres grænser.

Sammenlignet med svovl har de samlede kvælstofdepositioner en noget mere lokal karakter, selv om også disse kan være grænseoverskridende (se box 4.1). Forskellene i transportafstandene fremgår af kort 4.1 og 4.2, hvor overskridelserne af de kritiske belastninger er indtegnet.

#### **4.6. Drivende kræfter: transport**

Det hidtidige resultat af indsatsen for at bringe forureningsproblemet under kontrol er især opnået gennem fortsat reduktion af svovldioxidemissionen. Fremover vil der blive fokuseret mere på transportsektoren, hvor de miljøpolitiske foranstaltninger ikke har holdt trit med væksten i transportforbruget. Transportsektoren er hovedkilden til emissionen af kvælstofoxid. Transport er samtidig en væsentlig kilde til andre luftforurenende stoffer som f.eks. kulilte, kuldioxid, partikler samt ikke-metanholdige flygtige organiske forbindelser (NMVOC). Nogle af disse organiske forbindelser er giftige, bl.a. benzen og 1,3-butadien, som for tiden er årsag til særlig bekymring. Ved vejtransport udledes der tillige polyaromatiske kulbrinter samt bly, hvis der bruges blyholdig benzin.

Der er flere årsager til, at emissionen af en række forurenende stoffer fra den europæiske transportsektor stiger, herunder:

- stigende brug af vejtransport (med især lastbiler og personbiler) på bekostning af jernbanetransport;
- stigende brug af flyrejser, der er den hurtigst voksende transportform i Europa;
- det store vækstpotentiale for den private transport i Østeuropa, hvis vækst følger det vesteuropæiske mønster.

**Figur 4.7 Procentdel af Europa, hvor der sker overskridelser af de kritiske belastninger, 1985-95**  
procentdel af EMEP-områdets samlede landareal  
forsurende svovl  
forsurende kvælstof  
eutrofierende kvælstof

**Note:** Beregninger af den procentdel af Europas samlede areal, hvor den betingede kritiske belastning (5 percentil) for svovl og kvælstof og den kritiske belastning (konstant) for eutrofierende kvælstof overskrides. Beregnet ud fra EMEP 150 x 150 km-netfelter på grundlag af skøn over den procentdel af økosystemerne i hvert netfelt, der berøres af overskridelser (Posch, 1997).

**Kilde:** EMEP/MSC-W og CCE

**Kort 4.4 Svovlemission i 1995 ved 50 km-opløsning (tons S pr. år)**

over 50 000

10 000 - 50 000

5 000 - 10 000

1 000 - 5 000

Svovlemission

1 : 30 000 000

Emission i tons i EMEP50-netfeltet

500 - 1 000

100 - 500

1-100

**Noter:** Omfatter også emission fra skibsfart i Nordsøen og Nordøstatlanten (Lloyd's, 1995). Der foreligger kun få data om emissionen fra skibsfarten i Østersøen og næsten ingen for Middelhavet og Sortehavet. Emissionen i disse farvande er generelt undervurderet.

**Kilde:** EMEP

**Kort 4.5 Kvælstofoxid- og ammoniakemission i 1995 ved 50 km-opløsning (tons N pr. år)**

over 50 000

10 000 - 50 000

5 000 - 10 000

1 000 - 5 000

Emission af kvælstofoxid og ammoniak

1 : 30 000 000

Emission i tons i EMEP50-netfeltet

500-1 000

100 - 500

1 - 100

**Noter:** Omfatter også emission fra skibsfart i Nordsøen og Nordøstatlanten (Lloyd's, 1995). Der foreligger kun få data om emissionen fra skibsfarten i Østersøen og næsten ingen for Middelhavet og Sortehavet. Emissionen i disse farvande er generelt undervurderet.

**Kilde:** EMEP

#### 4.6.1. Transportforbrug

##### Godstransport

Figur 4.12 viser ændringerne i godstransporten i Europa mellem 1985 og 1995. Vejtransporten tegner sig for størstedelen af den fortsatte vækst i den samlede godstransport i Vesteuropa. Jernbanetransporten faldt med 20%, til dels som følge af den økonomiske omstrukturering i Østtyskland. Kun 17% af godstransporten sker nu pr. jernbane.

Godstransport ad jernbane har forholdsvis større betydning i CØE og NIS end i Vesteuropa. Brugen af jernbanetransport i disse lande er dog hurtigt aftagende, hvilket igen især er en følge af den økonomiske omstrukturering. Væksten i vejgodstransporten siden 1993 tyder på, at man også i CØE og NIS nærmer sig vesteuropæiske forhold.

Kort 4.6 viser, hvor stor en del af godstransporten, der sker ad vej i forskellige lande.

##### Passagerbefordring

Passagerbefordringen i Europa vokser fortsat. I EU steg fly- og bilrejser henholdsvis 82% og 46% mellem 1984 og 1994. I samme periode steg busrejser 15%, mens jernbanerejser kun steg 3%. Også her er der slående forskelle mellem rejsemønstrene i Øst- og Vesteuropa (figur 4.13).

Antallet af personbiler pr. indbygger er højest i lande som Tyskland, Schweiz, Østrig og Italien. Dette forhold afspejler den større velstand i disse lande, men indikerer samtidig vækstpotentialet for bilparken i de øvrige lande i Europa.

I CØE skifter mange i dag fra offentlig til privat transport. Resultatet er flere trafikpropper og ukontrolleret parkering i byer, som slet ikke er anlagt til at rumme så mange privatbiler, samt mere forurening. Et andet resultat af den stigende privatbilisme er nedskæringer eller rationalisering i de offentlige transportnet. I f.eks. Polen var 24 000 km jernbanelinjer i drift i 1993. Efter færdiggørelsen af det planlagte vejbygningsprogram forventes det imidlertid, at der kun vil være 14 000 km jernbanelinjer tilbage (Hall, 1993).

Sideløbende med den stigende brug af vejtransport er der sket en udbygning af det europæiske vejnet, mens jernbanenettet er stagneret eller indskrænket. Bygning af motorveje på tværs af kontinentet har medført en kraftig udvidelse af det samlede motorvejsnet (med over 200% siden 1970 alene i EU). Længden af det samlede vejnet er også øget siden 1970, nemlig med 17% i EU og 12% i CØE.

#### **Figur 4.8 SO<sub>2</sub>-emission i Europa, 1980-95**

mio. tons  
Europa i alt  
Vesteuropa  
CØE  
NIS

#### **Figur 4.9 NO<sub>x</sub>-emission i Europa, 1980-95**

mio. tons  
Europa i alt  
Vesteuropa  
CØE  
NIS



**Figur 4.10 NH<sub>3</sub>-emission i Europa, 1980-95**

mio tons

Europa i alt

Vesteuropa

CØE

NIS

**Kilde:** EMEP/MSC-W

Mønstret for jernbaner følger tendenserne i den transporterede godsmængde. Jernbanenettet er blevet 6% mindre i EU, mens det holder sig nogenlunde konstant i CØE og NIS.

De energiscenarier, der er gennemgået i afsnit 2.7.2, bygger hovedsagelig på den antagelse, at transportforbruget i Europa fortsat vil vokse (Amman, 1997). I Europa forventes bilernes energiforbrug mellem 1990 og 2010 at stige fra 15 GJ/indbygger til 18 GJ/indbygger. Bilernes energiforbrug i CØE og NIS forventes at vokse fra 3,6 til 5,4 GJ/indbygger ifølge det såkaldte "conventional wisdom"-scenario. Ifølge det scenario, der forudsætter, at CØE- og NIS-landenes energiforbrug og -effektivitet vil konvergere med det vesteuropæiske niveau, vil forbruget i Europa komme til at ligge på 12 GJ/indbygger. En stor del af denne stigning forventes at finde sted i CØE-landene, som vil opleve stigende emission af luftforurenende stoffer fra biler.

Mens der forventes at blive brugt mere energi til transportformål, vil transportenergiintensiteten (transportenergiforbrug pr. BNP-enhed) sandsynligvis falde. I EU forventes transportenergiintensiteten mellem 1990 og 2010 at falde fra 0,76 til 0,64 MJ/ECU BNP. For CØE-landene og NIS ventes et fald fra 1,92 til 1,61 MJ/ECU BNP efter "conventional wisdom"-scenariet og til 1,11 MJ/ECU BNP efter "energy convergence"-scenariet (Amman, 1997). Der er åbenbare og store muligheder for at øge effektiviteten af transportsystemerne væsentligt i disse lande.

#### **4.6.2. Kontrol med emissionen fra vejtransport**

I Europa er der vedtaget en række love om kontrol med emissionen fra vejtransporten. I EU blev det ved direktiv 91/441/EØF bestemt, at alle nye biler med gnisttænding fra 1993 skulle være udstyret med trevejskatalysatorer. Siden da har NO<sub>x</sub>-, CO- og NMVOC-emissionen fra bilparken været faldende. Nye kontrolforanstaltninger forventes indført i 2001. Hvis trafikken fortsætter med at vokse, forventes emissionen dog atter at stige om ca. 15 år.

Skift til større biler fører til en generel stigning i CO<sub>2</sub>-emissionen, som yderligere forværres af benzinslugende ekstraudstyr som f.eks. aircondition. Generelt forventes CO<sub>2</sub>-emissionen at stige som følge af det voksende transportforbrug. Det er dog vanskeligt at forudse, hvor stor stigningen bliver.

Ved afgiftsmæssige incitamenter er det muligt at fremme brugen af mindre forurenende brændstoffer. Figur 4.14 viser udviklingen i brændstofpriserne på vejtransportområdet siden 1978. Dieselolie og benzin følges nogenlunde ad, idet benzin dog er dyrere som følge af højere afgifter. Gennemsnitsprisen i Europa for blyfri benzin var i 1996 den samme som for blyholdig benzin.

Europa-Kommissionens grønbog "Mod fair og effektiv prissætning på transportområdet" pusede liv i debatten om internalisering af de eksterne omkostninger. I EU blev der i 1993 indført et "Eurovignette"-system med fælles afgiftsregler for tunge lastbilers brug af vejene i Fællesskabet. For tiden behandles et forslag om en opdatering og ændring af systemet. Forslaget indebærer bl.a.

**Figur 4.11 Emission af forsurende stoffer pr. sektor, 1994/95**

SO<sub>2</sub>

energi

industri

transport

husholdninger

andre

I alt: ... mio. tons

NO<sub>x</sub>

NH<sub>3</sub>

**Noter:** Kun data for EU, EFTA og CØE. EU-data er for 1994, EFTA- og CØE-data er for 1995. Der foreligger ingen data for andre europæiske lande.

**Kilder:** EEA og ETC/AE

**Kort 4.6 Vejgodstransport i forhold til den samlede transport ad vej, jernbane, indre vandveje samt rørledninger, 1995**

Godstransport

1:30 000 000

Vejgodstransport

80-98%

60-80%

40-60%

20-40%

2-20%

utilstrækkelige data

**Kilde:** UNSTAT, ECMT

bestemmelser om lavere takster for køretøjer, som opfylder de nye Euro II-emissionsstandarder.

I 1993 tegnede dieselolie sig for 48% af det brændstof, der blev brugt til vejtransport i EU, mod 33% i 1980. En øget brug af dieselolie vil muligvis føre til et marginalt fald i CO<sub>2</sub>-emissionen, men vil på den anden side formentlig også medføre øget partikel- og NO<sub>x</sub>-emission i byområder, hvilket kan give sundhedsproblemer. Hvad angår NO<sub>x</sub>-, CO- og NMVOC-emission er dieselmotorer fordelagtigere end benzindrevne motorer uden katalysator. Fordelen forsvinder dog, når der sammenlignes med benzindrevne motorer med katalysator.

Vejtransport medfører også blyforurening. Benzin tilsættes bly for at øge oktantal. Den blyholdige benzin er en hovedkilde til blykoncentrationen i atmosfæren over byområder (se figur 12.7). I mange lande har man derfor indført blyfri benzin for at reducere blyemissionen (kort 4.7). I en del østeuropæiske lande kan bilerne som regel køre på blyfri benzin med et lavt oktantal. Katalysatorer ødelægges af blyet i benzin. Biler udstyret med katalysatorer må derfor bruge blyfri benzin, men for at kunne reducere syreemissionen af forsurende stoffer ved brug af katalysatorer må folk have adgang til blyfri benzin.

Det er ca. 2% dyrere at fremstille blyfri benzin end blyholdig benzin. Der er derfor i visse lande indført afgiftsmæssige incitamenter for at fremme brugen af blyfri benzin. Disse incitamenter har sammen med kravet om katalysatorer og bevidstgørelseskampagnerne ført til et fald i blyemissionen fra vejtransport (se fig. 6.4).

**Figur 4.12 Godstransport i Europa, 1985-1995**

mia. tons/km

Vesteuropa

i alt

indre vandveje

jernbane

ledningsnet

veje

mia. tons/km

Central- og Østeuropa

**Figur 4.13 Personbefordring i Europa, 1995**

Vesteuropa

Central- og Østeuropa

Nye Uafhængige Stater

fly

tog

busser

biler

**Kilde:** UNSTAT, ECMT

**Kort 4.7 Forbrug af blyfri benzin i Europa, 1996**

Forbrug af blyfri benzin

1:30 000 000

Blyfri benzins andel af det samlede benzinforgbrug

>95%

75-95%

50-75%

<50%

ingen oplysninger

**Kilde:** Miljø- og Energiministeriet, Danmark, 1998

#### 4.7. Indsats

Der er to grundlæggende svagheder ved den europæiske transportpolitik, såfremt man ad den vej ønsker at bekæmpe forsuren. Den ene er de begrænsede beføjelser, der er tillagt EU og de øvrige overnationale organer. Den anden er den høje prioritering af åbne markeder og økonomisk udvikling, ofte på bekostning af miljøet. I det femte miljøhandlingsprogram blev det anerkendt, at et bæredygtigt transportsystem kræver en samordnet indsats ikke alene fra EU's institutioner, men også fra nationale og lokale regeringer, virksomheder, enkeltpersoner m.fl. Siden da er der offentliggjort et femårigt handlingsprogram for udviklingen af den europæiske transportpolitik samt en hvidbog om konkurrenceevne og fri adgang til jernbanenettene. Et andet initiativ er auto/olie-programmet, som involverer såvel Kommissionen som bil- og olieindustrien,

**Figur 4.14 Brændstofpriser for den europæiske vejtransport 1978-96**

US\$ pr. liter  
blyholdig benzin  
blyfri benzin  
diesel

Kilde: IEA

**Tabel 4.1 UNECE's og EU's nuværende og planlagte mål for reduktion af emissionen for at begrænse forsuren og eutfiering**

Gældende UNECE-protokoller	År	Hovedmål
Den første svovlprotokol (Helsinki)	1985	Reduktion af svovlemission eller grænseoverskridende svovlstrømme med 30% i forhold til 1980-niveauerne inden 1993.
Den anden svovlprotokol (Oslo)	1994	Nationale emissionslofter for år 2000 (og i nogle tilfælde også for 2005/2010) beregnet ud fra det foreløbige mål: en 60% reduktion af de arealer, hvor den kritiske 5-percentil svovldeposition overskrides.
Den første NO <sub>x</sub> -protokol (Sofia)	1988	Stabilisering af NO <sub>x</sub> -emissionen eller de grænseoverskridende NO <sub>x</sub> -strømme på 1987-niveau inden 1994.
UNECE-protokoller under udarbejdelse	År (forventet)	Hovedmål
Multieffekt-/multistof-protokollen	1999	Fastsættelse af nationale emissionslofter for NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub> og VOC'er på grundlag af en effektorienteret (kritiske belastninger og niveauer) og omkostningseffektiv strategi for at nedbringe forsuren, eutfieringen og mængden af

troposfærisk ozon sideløbende med nedbringelsen af NMVOC-emissionen (se også kapitel 5).

---

<b>Gældende EU-politik</b>	<b>År</b>	<b>Hovedmål</b>
5MHP's SO <sub>2</sub> -mål	1992	En 35% reduktion inden år 2000 i forhold til 1985. Flere direktiver er vedtaget eller under revision med henblik på at opfylde dette mål.
5MHP's NO <sub>x</sub> -mål	1992	Stabilisering inden 1994 og en 30% reduktion inden år 2000 i forhold til 1990-niveauet. Flere direktiver er vedtaget eller under udarbejdelse for at nå dette mål.

---

<b>EU-strategier under forberedelse</b>	<b>År (forventet)</b>	<b>Hovedmål</b>
Reduktion af SO <sub>2</sub> -, NO <sub>x</sub> - og NH <sub>3</sub> -emission	1998	Reduktion af SO <sub>2</sub> -, NO <sub>x</sub> - og NH <sub>3</sub> -emissionen på grundlag af en effektbaseret (kritiske belastninger) og omkostningseffektiv strategi for inden 2010 at nå delmålet: mindst en 50% udbedring (i forhold til et referencescenario omfattende alle gældende EU-direktiver eller EU-direktiver under udarbejdelse) for alle de økosystemer, hvor de kritiske syrebelastninger er overskredet.

---



handler om emission fra biler og luftkvalitet. Auto/olie-programmet inkluderer emission fra biler og standarder for brændstofkvalitet, kontrol med fordampningsemission samt inspektions- og vedligeholdelsesprogrammer. Der er ved at blive udarbejdet et sæt "Auto/olie II"-standarder for år 2005.

Kontrollen med emission fra vejtransport er et led i en række nationale og internationale strategier til bekæmpelse af forureningen i Europa. Strategierne bygger på dels UNECE's Genève-konvention af 1979 om grænseoverskridende luftforurening over store afstande (LRTAP), dels den første multilaterale traktat om luftforurening, dels EU's femte miljøhandlingsprogram (5MHP). I tabel 4.1 er vist en oversigt over de forskellige UNECE-protokoller og EU-strategier. Tabel 1 i resuméet af denne rapport sammenfatter den hidtidige indsats for at opnå UNECE- og EU-målene.

#### *Svovldioxid (SO<sub>2</sub>)*

Målet for den første svovlprotokol under LRTAP-konventionen var at reducere emissionen med 30% inden 1993 i forhold til 1980-niveauerne. Det langsigtede mål med den anden svovlprotokol fra 1994 er at sikre, at de kritiske belastninger for svovl ikke overskrides. Et foreløbigt mål er at lukke "hullet" mellem svovldepositions-niveauerne i 1990 og de 5-percentil kritiske belastninger for svovl i de forskellige områder i Europa med mindst 60% inden år 2000. Ud fra en analyse af omkostningseffektiviteten blev der opstillet varierende mål for reduktion af emissionen for de forskellige europæiske lande.

Generelt blev målet for den første protokol nået såvel i Europa som i næsten alle de lande, der deltager i konventionen. Det er mere usikkert, om det inden år 2000 vil lykkes at nå det foreløbige mål i den anden protokol. F.eks. er det foreløbige mål en 62% reduktion for EU som helhed inden år 2000 i forhold til 1980-niveauerne. I 1995 var der i EU opnået en reduktion på 57% i forhold til 1980-niveauerne. Tallet for Europa som helhed lå på ca. 50%.

SO<sub>2</sub>-målet i 5MHP (en 35% reduktion i forhold til 1985-emissionen inden år 2000) var i 1995 opnået såvel i EU som helhed (samlet reduktion på 40%) som i de fleste af de enkelte medlemsstater.

Reduktionen i SO<sub>2</sub>-emissionen i Europa mellem 1980 og 1995 er især sket som følge af foranstaltninger til begrænsning af emissionen fra store punktkilder (afsvovling af røggas samt svovlfattigt kul). En del af reduktionerne skyldes dog også et skift fra kul til naturgas, faldet i kuls andel af brændstofforbruget, modernisering af kraftværker samt omstrukturering af økonomien i CØE-landene og NIS.

Parterne i LRTAP-konventionen skal reducere deres emissioner yderligere for at opfylde det langsigtede mål i den anden protokol. Af igangværende eller planlagte EU-initiativer til fremme af et fortsat fald i svovlemissionen, kan nævnes:

- foruringsstrategi - Kommissionen vedtog i marts 1997 en meddelelse om en EF-strategi til bekæmpelse af forurening (KOM(97)88);
- revision af direktivet om begrænsning af SO<sub>2</sub>- og NO<sub>x</sub>-emissionerne fra store fyringsanlæg (88/609/EØF);
- direktiv (93/12/EØF) om svovlindholdet i visse flydende brændstoffer;
- forslag til et nyt direktiv om begrænsning af svovlindholdet i tung fuelolie;
- en række direktiver om emissionsgrænseværdier for forskellige typer motorkøretøjer samt flere forslag til nye direktiver baseret på resultaterne af auto/olie-programmet;
- direktivet om integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening.

De strategier, EU er ved at fastlægge for bekæmpelse af emission, hænger nøje sammen med UNECE-strategierne (Amann m.fl., 1997).

*Kvælstofoxider (NO<sub>x</sub>)*

Målet for den første NO<sub>x</sub>-protokol til LRTAP-konventionen var inden 1994 at stabilisere emissionen på 1987-niveauet. Målet blev opnået for Europa som helhed, men ikke i alle de deltagende lande.

I dag er et af hovedmålene for konventionen at få færdigforhandlet en ny NO<sub>x</sub>-protokol i 1998. Denne protokol er en såkaldt multieffekt- og multistof-protokol, dvs. en protokol, der dækker forurening, eutrofiering og troposfærisk ozon samt emission af NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> og VOC'er. Som tilfældet var med den anden svovlprotokol, sigter den nye NO<sub>x</sub>-protokol på at minimere og senere eliminere miljøskadelige virkninger på den mest omkostningseffektive måde.

Hensynet til omkostningseffektiviteten skal dog tilgodeses på en sådan måde, at i det mindste miljøkvalitetsmålene for forsurening, eutrofiering og troposfærisk ozon opfyldes.

5MHP-målet for NO<sub>x</sub> er en 30% reduktion af emissionen mellem år 1990 og 2000. I 1995 var der kun nået en 8% reduktion. Der er derfor ikke noget, der tyder på, at målet for år 2000 vil blive opfyldt. Der forventes således en fortsat vækst i vejtrafikken, hvortil kommer, at flere af de foranstaltninger, der er truffet for at reducere emissionen fra biler, som f.eks. en stramning af emissionsnormerne, som følge af den langsomme udskiftning af bilparken først vil få fuld effekt efter år 2000. Om der kan opnås yderligere reduktioner af emissionen fra stationære NO<sub>x</sub>-kilder, vil afhænge af flere forhold som f.eks. efterspørgslen efter energi, brændstofformen og hvor hurtigt medlemsstaterne gennemfører de relevante direktiver (f.eks. direktivet om store fyringsanlæg og direktivet om integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening).

For at reducere forsureningen, eutrofieringen og mængden af troposfærisk ozon vil en yderligere reduktion af NO<sub>x</sub>-emissionen efter år 2000 være nødvendig. EU's strategier, mål og foranstaltninger omkring forurening vil sandsynligvis både være i overensstemmelse med og blive integreret i strategierne i den anden NO<sub>x</sub>-protokol til LRTAP-konventionen. Det foreløbige mål for EU's forureningsstrategi er en 55% reduktion af NO<sub>x</sub>-emissionen mellem 1990 og 2010.

#### *Ammoniak (NH<sub>3</sub>)*

Der findes i dag ingen internationale mål for reduktion af ammoniakemissionen, hverken i EU eller i henhold til LRTAP-konventionen. Nedgangen i landbrugsaktiviteten (færre dyr) medførte et mindre fald i emissionen mellem 1990 og 1995. Ammoniak er et af de forurenende stoffer, der er omfattet af forhandlingerne om en ny NO<sub>x</sub>-protokol til LRTAP-konventionen. Det er tanken, at der som led i EU's forureningsstrategi skal vedtages et direktiv om nationale emissionslofter for ammoniak.

#### **Referencer:**

Amann, M., Bertok, I., Cofala, J., Gyarmas, F., Heyes, C., Klimont, Z., Schopp, W., Hettelingh, J.-P. og Posch, M. (1997). *Cost-effective control of acidification and ground level ozone*. Second Interim Report. International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Østrig.

Becher, G., Förster, M., Lorenz, M., Minnich, M., Möller-Edzards, C., Stephan, K., van Ranst, E., Vanmechelen, L. og Vel, e. (1996). *Forest condition in Europe, Results of the 1995 Survey*. EF-UN/ECE, Bruxelles, Belgien, Genève, Schweiz.

Gregor, H.D., Werner, B. og Spranger, T. (red.) (1996). *Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded*. Task Force on Mapping (TFM), UBA Texte 71/96. Umweltbundesamt (UBA), Berlin, Tyskland.

Hall, D. R. (1993). *Transport and Economic Development in New Central and Eastern Europe*. Belhaven Press, London, Det Forenede Kongerige.

Hedin, L.O., Granat, L., Likens, G.E., Buishand, T.A., Galloway, J.N., Butler, T.N., og Rodhe, H. (1994). Steep declines in atmospheric base cations in regions of Europe and North America. I *Nature*, bind 367, s. 351-354.

Henriksen, A., Skjelkvåle, B.L., Mannio, J., Wilander, A., Harriman, R., Curtis, C., Jensen, J.P., Fjeld, E., og Moiseenko, T. (1998). Northern Europe Lake Survey - 1995, Finland, Norway, Sweden, Denmark, Russian Kola, Russian Karelia, Scotland and Wales. *Ambio*, under trykning.

Hesthagen, T., Berger, H. M., Larsen, B.M. og Saksgård, R. (1995). Monitoring fish stocks in relation to acidification in Norwegian watersheds. I *Water, Air and Soil Pollution*, bind 85, s. 641-646.

Kucera, V. og Fitz, S. (1995). Direct and indirect air pollution effects on materials including cultural monuments. I *Water, Air and Soil Pollution*, bind 85, s. 153-165.

Lorenz, M., Augustin, S., Becher, G. og Förster, M. (1997). *Forest condition in Europe*. Results of the 1996 crown condition survey. Forbundsforkningscentret for Skovbrug og Skovprodukter, Hamburg, Tyskland. EF-UN/ECE, Bruxelles, Belgien, Genève, Schweiz.

Lloyd's Register of Shipping (1995). *Marine Exhaust Emission Research Programme*. Lloyd's Register of Shipping, London, Det Forenede Kongerige.

Lükewille, A., Jeffries, D., Johannessen, M., Raddum, G., Stoddard, J., Traaen, T. (1997). The Nine Year Report: Acidification of Surface Waters in Europe and North

America. Long-term Developments (1980s and 1990s). Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes., *NIVA-Report*, serienr. 3637-97, 168 sider.

Miljø- og Energiministeriet, Danmark (1998). Fourth meeting of the task force on the phase-out of lead in gasoline. *Country Assessment Report*. Miljøstyrelsen, Danmark.

Mylona, S. (1996). Sulphur dioxide emissions in Europe 1880-1991 and their effect on sulphur concentrations and depositions. I *Tellus*, bind 48 B, s. 662-689.

Olendrzynski, K. (1997). Emissions. I *Transboundary Air Pollution in Europe*. MSC-W Status Report 1997. Red.: Berge, E.. EMEP/MSC-W Report 1/97. Norges Meteorologiske Institut, Oslo, Norge.

Posch, M., Hettelingh, J.-P., de Smet P.A.M. og Downing, R.J. (red.) (1997). *Calculation and mapping of critical thresholds in Europe: Status Report 1997*. CCE (kortlægningscenter for kritiske belastninger). Det Nationale Folkesundheds- og Miljøinstitut. Rapport nr. 2591101007, Bilthoven, Nederlandene.

Posch, M. (1997). *Personal Communication*. Det Nationale Folkesundheds- og Miljøinstitut. Bilthoven, Nederlandene.

Semb, A., Hanssen, J.E., François, F., Maenhaut, W. og Pacyna, J.M. (1995). Long range transport and deposition of mineral matter as a source for base cations. I *Water, Air, Soil Pollution*, bind 85, s. 1933-1940.

Tsyro, S.G. (1997). Long-term source-receptor calculations for acidifying and eutrophying compounds. I *Transboundary Air Pollution in Europe*. MSC-W Status Report 1997, Berge, E. (red.). EMEP/MSC-W Report 1/97. Norges Meteorologiske Institut, Oslo, Norge.

## 5. Troposfærisk ozon

[In margin: Hovedkonklusioner]

I dag er koncentrationerne af ozon i troposfæren (fra jorden op til 10-15 km's højde) over Europa typisk tre til fire gange højere end i den præindustrielle tidsalder. Dette skyldes hovedsagelig den meget store stigning, der siden 1950'erne er sket i emissionen af kvælstofoxider fra industri og køretøjer. Som følge af variationerne i de meteorologiske forhold fra år til år er det imidlertid ikke muligt at fastslå tendenser i forekomsten af høje ozonkoncentrationer.

De fastsatte tærskelværdier for beskyttelse af menneskers sundhed, plantevæksten og økosystemerne bliver hyppigt overskredet i de fleste europæiske lande. Omkring 700 hospitalsindlæggelser i EU i perioden marts-oktober 1995 (heraf 75% i Frankrig, Italien og Tyskland) skyldes muligvis for høje ozonkoncentrationer. Ca. 330 mio. mennesker i EU risikerer hvert år at blive udsat for mindst én overskridelse af tærskelværdien.

Tærskelværdien for beskyttelse af plantevæksten blev i 1995 overskredet i de fleste EU-lande. En del lande har endog rapporteret om overskridelser nogle steder i mere end 150 dage. I 1995 blev også så godt som alle skovområder og opdyrkede arealer i EU udsat for overskridelser af tærskelværdien.

Emissionen af de vigtigste ozonprækursorerprækursorer (kvælstofoxider og ikke-metanholdige flygtige organiske forbindelser (NMVOC'er)), steg indtil sidst i 1980'erne, hvorefter den faldt med 14% i tidsrummet 1990-1994. Transportsektoren er den største kilde til emission af kvælstofoxider. I Vesteuropa er transportsektoren også hovedkilde til NMVOC-emissionen, mens det i CØE- og NIS-landene er industrien, der er den største bidragyder.

En opfyldelse af emissionsmålene for kvælstofoxider i konventionen om grænseoverskridende luftforurening over store afstande (CLTRAP) og det femte miljøhandlingsprogram vil kun medføre en begrænsning på 5-10% af de højeste ozonkoncentrationer. Hvis det langsigtede mål om ikke at overskride tærskelværdierne skal opfyldes, er det absolut nødvendigt, at de globale troposfæriske ozonkoncentrationer reduceres. Dette vil igen kræve, at der iværksættes foranstaltninger til begrænsning af emissionen af ozonprækursorerprækursorer (kvælstofoxider og NMVOC'er) på hele den nordlige halvkugle. Et første skridt i den rigtige retning vil være strengere nationale emissionslofter i den nye multistof-/multieffektprotokol.

### 5.1. Indledning

Den fotokemiske smog, også kaldet "sommersmoggen" har i adskillige årtier været årsag til åndedrætsproblemer hos den europæiske befolkning. Sommersmoggen kan endvidere føre til alvorlige skader på plantelivet. Hvert år udsættes store dele af Europa for perioder med sommersmog.

Sommersmog dannes ved en fotokemisk proces af en række gasser i troposfæren, som er det atmosfæriske lag, der strækker sig fra jordens overflade til en højde af 7-15 km. Hovedprækursorerne er kvælstofoxider ( $\text{NO}_x$ , dvs.  $\text{NO}$  og  $\text{NO}_2$ ), flygtige organiske forbindelser (VOC'er), metan ( $\text{CH}_4$ ) og kulilte ( $\text{CO}$ ). Disse forurenende stoffer stammer fra mange forskellige menneskelige aktiviteter såsom afbrænding af fossile brændstoffer til især transportformål og brug af produkter, der indeholder organiske opløsningsmidler.

I Europa har den menneskeskabte emission af hovedprækursorerne  $\text{NO}_x$  og VOC'er været faldende siden udarbejdelsen af *Dobris*-rapporten, men dog ikke nok til at opfylde de internationale reduktionsmål. Det er, når sollyset rammer prækursorerne, at der dannes en række forbindelser, der betegnes som fotokemiske oxidanter.

På grund af sin store udbredelse og toksicitet er ozon ( $\text{O}_3$ ) den vigtigste fotokemiske oxidant. De tærskelværdier for ozonkoncentrationer, der er fastsat for at beskytte

## Troposfærisk ozon 95

menneskers sundhed, plantevæksten og økosystemerne, bliver hyppigt overskredet i de fleste europæiske lande. Andre fotokemiske oxidanter end ozon synes ikke at udgøre nogen trussel mod hverken sundhed eller plantevækst, da de i dag kun findes i små mængder i miljøet. Ved højere koncentrationer kan peroxacetylnitrat (PAN) imidlertid lige som ozon virke irriterende på luftvejene og forvolde bladskader (WHO, 1996a, 1996b).

De episodiske ozonkoncentrationer kommer oven i baggrundskoncentrationerne, som er omtrent dobbelt så store som i 1950'erne (Staehelin m.fl., 1994). Stigningen i baggrundskoncentrationerne af ozon skyldes især globale stigninger i  $\text{NO}_x$ -koncentrationerne. Europa berøres således også af emissionen fra andre kontinenter. Troposfærens ozon har også betydning for klimaændringerne. Man anslår i dag, at troposfærisk ozon øger den samlede opvarmningseffekt af de vigtigste menneskeskabte drivhusgasser, der indtil i dag er emitteret, med 16% (se afsnit 2.3).

Såvel de processer, som danner fotokemiske oxidanter, som oxidanternes virkninger er komplekse og er kædet sammen med andre miljøproblemer (se box 5.1 og 5.2). Ozonens sundhedsskadelige virkninger forværres af det mix af forurenende stoffer, der findes i luften. Da fotokemiske oxidanter endvidere transporteres over store afstande og på tværs af landegrænser, er det nødvendigt med en konsekvent politik på internationalt plan til bekæmpelse af problemet (Grennfelt m.fl., 1994). Den nye multieffekt-/multistof-protokol til UNECE's konvention om grænseoverskridende luftforurening over store afstande er et eksempel på en sådan international indsats.

### Box 5.1: Ozondannelse

Ozon dannes i troposfæren og det forurenede grænselag fra jordens overflade op til en højde mellem 100 og 3 000 m over jorden. Ozonen dannes ved oxidering af VOC'er og CO i samspil med  $\text{NO}_x$  og sollys. I det forurenede grænselag er det især de mere reaktive VOC'er, der er "drivende kraft" i denne proces, mens processen længere oppe hovedsagelig sker ved oxidering af  $\text{CH}_4$  og CO. Ozondannelsen begrænses sædvanligvis af tilstedeværelsen af katalysatoren NO.

Det er yderst komplekse processer, der fører til disse forskellige koncentrationsmønstre for ozon. Foranstaltninger til begrænsning af indvirkningen og størrelsen af ozonkoncentrationen kan få den modsatte effekt, hvis de involverede fotokemiske processer ikke er rigtigt forstået. F.eks. vil lige emitteret NO i forurenede bymiljøer reagere med ozonen med det samme og dermed reducere koncentrationen af ozon. Som følge af disse og andre kemiske reaktioner kan et *fald* i  $\text{NO}_x$ -emissionen føre til *stigende* ozonkoncentrationer i byerne (se box 5.2). I disse tilfælde styres ozonkoncentrationerne af VOC'er, og det er da disse, der skal under kontrol, såfremt man ønsker at reducere ozonkoncentrationerne. I mindre forurenede områder er det  $\text{NO}_x$ -emissionen og ikke VOC'erne, der skal kontrolleres. Situationen kompliceres yderligere af, at den fotokemiske "suppe" som følge af atmosfæriske processer kan ændre sig fra at være VOC-styret til at være  $\text{NO}_x$ -styret, da luftmasserne bevæger sig væk fra bymæssige områder.

Det er derfor klart, at kontrol af enten VOC'er eller  $\text{NO}_x$  i sig selv er et ineffektivt middel på regionalt og grænseoverskridende plan. Hvis problemet skal mindskes, kræves under alle omstændigheder kontrol af såvel VOC som  $\text{NO}_x$ . Også andre forhold taler for at reducere  $\text{NO}_x$ -emissionen, nemlig  $\text{NO}_2$ 's og PAN's betydelige sundhedsskadelige virkninger (WHO, 1996a) samt  $\text{NO}_x$ 's rolle i forbindelse med forurening (kapitel 4) og eutrofiering (kapitel 9 og 10).

Ud over ozon dannes der en række andre fotokemiske oxidanter, når VOC'er og  $\text{NO}_x$  påvirkes af sollys, som f.eks. peroxacetylnitrat (PAN), salpetersyre, sekundære aldehyder, myresyre samt flere radikaler. Koncentrationerne og virkningerne af disse stoffer er ikke særlig godt belyst. Da stofferne i de nuværende koncentrationer imidlertid ikke anses for at have virkninger af betydning, er der ikke fastsat internationale retningslinjer for disse andre fotokemiske oxidanter (WHO, 1996a).

**Box 5.2: Weekend-effekten**

At det kan give den modsatte effekt at reducere  $\text{NO}_x$ -emissionen for at få kontrol med ozonen i byerne, illustreres af "weekend-effekten". Dumont (1996) har således gjort opmærksom på, at i belgiske byområder er ozonniveauerne væsentlig højere i weekender end på andre dage. I somme med smog er maksimumkoncentrationen målt om eftermiddagen ca. 20% højere lørdage og søndage end på hverdage. Weekend-effekten skyldes det lave niveau for  $\text{NO}_x$ -emission i weekenderne i de belgiske byer (ca. 30% lavere end på hverdage). En analyse af schweiziske data viser imidlertid, at forholdet er mere komplekst end som så. Her blev der observeret såvel lavere som højere weekend-koncentrationer afhængig af vejrforholdene (Brönniman og Neu, 1997).

De højere weekend-koncentrationer opstår kun ved en kombination af forholdsvis små reduktioner af  $\text{NO}_x$  i starten og utilstrækkelige VOC-reduktioner. For at opnå acceptable ozonniveauer og få bugt med de nævnte negative virkninger er det nødvendigt fjerne en stor del af såvel  $\text{NO}_x$ - som VOC-emissionen.



## 5.2. Sundheds- og miljømæssige virkninger

Hovedkonsekvenserne af en eksponering for ozon er åndedrætsbesværigheder hos overfølsomme mennesker samt skader på plantevækst og økosystemer (WHO, 1996a; UNECE, 1996). Virkningerne på mennesker er nedsat lungefunktion, hyppigere symptomer på åndedrætsbesværigheder og betændelsesreaktioner i lungerne. På dage med høje ozonkoncentrationer øges antallet af skadestuebesøg og hospitalsindlæggelser for astmapatienter og andre med luftvejslidelser (WHO, 1987; WHO, 1995). Skadestuebesøgene og indlæggelserne er dog kun toppen af isbjerget. På dage med høj forurening sker der også et væsentligt fald i produktiviteten, idet luftvejs- og hjerte-kar-sygdomme giver såvel tab af arbejdsdage som mindre ydeevne.

Skaderne på plantevæksten giver sig udslag i bladskader samt nedsat udbytte og frøsætning. Det fremgår af flere undersøgelser, at planter påvirkes af ozon over en bestemt grænse (Fuhrer og Achermann, 1994), og at denne grænse er forskellig for de forskellige plantearter. Endvidere påvirkes plantevæksten ved lavere ozonkoncentrationer end dem, vi har i dag.

Nedsat vækst og ydelse som følge af ozonpåvirkning ses især ved langtidseksponering. Der er dog flere klimatiske faktorer, der også påvirker planternes modtagelighed for skader. Undertiden tager man fejl af årsagen til skaden og tror, at planter og afgrøder er blevet udsat for frostskafer. Tørke kan sløre eller endog mindske de negative virkninger på plantevæksten. Af erhvervmæssigt dyrkede afgrøder, som skades af ozon, kan nævnes squash, vandmeloner, tomater, vinstokke, hvede, kartofler, kløver, bønner og artiskokker.

### 5.2.1. Sundhedsmæssige virkninger af eksponering for ozon

Ved de koncentrationer af ozon, der forekommer i Europa, er det vanskeligt at påvise specifikke sundhedsmæssige virkninger af ozoneksponering. I mange tilfælde skyldes sundhedsskaderne slet ikke luftforureningen. Det er derfor ikke muligt umiddelbart at fastslå effekten af forureningen. Det kan dog ud fra viden om befolkningens eksponering samt data fra epidemiologiske undersøgelser om eksponering/effektforholdene beregnes, hvor stor en del af tilfældene, der skyldes forurening.

I visse tilfælde skal symptomerne på eksponering for ozon behandles med medicin - eventuelt på hospital. I en række undersøgelser er der påvist en forbindelse mellem antallet af hospitalsindlæggelser og ozonkoncentrationerne. APHEA-undersøgelsen (short-term effects of Air Pollution on Health - European Approach) (Anderson m.fl., 1997) analyserede data om akut indlæggelse for bronchitis, emfysem og kronisk tilstopning af luftveje i fem storbyer i EU. Resultaterne af undersøgelsen og beregningerne over fordelingen af ozoneksponeringer i EU tyder på, at 0,3% af alle akutte indlæggelser for luftvejssygdomme i EU skyldes eksponering for ozonkoncentrationer ud over EU's tærskelværdi for beskyttelse af sundheden ( $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 55$  ppb) som 8-timers gennemsnit). Over 80% af overskridelserne ligger i intervallet  $110$ - $170 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 55$ - $85$  ppb). I Belgien, Frankrig og Grækenland var over 0,5% af indlæggelserne forårsaget af høj ozoneksponering (figur 5.1).

For at kunne beregne det absolutte tal for ekstraindlæggelser som følge af ozoneksponering må man kende såvel den gennemsnitlige indlæggelsesfrekvens i befolkningen som lægernes holdning til akutte

**Figur 5.1 Andel af hospitalsindlæggelser i EU-medlemsstater som følge af høje ozonkoncentrationer, marts-oktober 1995**

andel i procent

EU15

Belgien

Grækenland

Frankrig

Italien

Tyskland

Nederlandene

Østrig

Luxembourg

Danmark

Det Forenede Kongerige

Irland

Spanien

Finland

Sverige

Portugal

fra        middel        til

baseret på 95% tålegrænser?? for RR estimate??

**Note:** Skøn over ozonkoncentrationer på over  $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 8-timers gennemsnit

**Kilde:** EEA-ETC (AQ)

symptomer på luftvejslidelser. Disse forhold varierer fra befolkningsgruppe til befolkningsgruppe og især fra land til land. Indlæggelsesfrekvensen for London svarede til gennemsnittet af frekvenserne i de fem byer, der indgik i APHEA-undersøgelsen. Ud fra oplysningerne for London (20 hasteindlæggelser for luftvejssygdomme pr. dag i en befolkning på 7,3 millioner personer) anslås det, at godt 80 af hasteindlæggelserne i EU i perioden marts-oktober 1995 skyldtes, at de pågældende havde været udsat for ozon i koncentrationer på over  $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 55$  ppb, 8-timers gennemsnit) i områder, hvor ozonkoncentrationerne overvåges (dvs. befolkningen inden for en radius af 10 km fra overvågningsstationerne). Hvis eksponeringssituationen omkring overvågningsstationerne er et udtryk for den generelle fordeling af ozonkoncentrationerne i hvert enkelt land, kan næsten 700 hospitalsindlæggelser i EU i perioden marts-oktober 1995 tilskrives ozonkoncentrationer på over  $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 55$  ppb) som et 8-timers gennemsnit. Over 500 af disse indlæggelser vil være sket i tre lande: Frankrig, Italien og Tyskland (figur 5.1). Dette skyldes bl.a. størrelsen af disse landes befolkninger.

De ovennævnte tal vedrører alene virkningerne af eksponering for ozonkoncentrationer på over  $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 55$  ppb som et 8-timers gennemsnit). Forskellige epidemiologiske undersøgelser tyder imidlertid på, at antallet af hospitalsindlæggelser også stiger ved lavere koncentrationer (Ponce de Leon, 1996). Såfremt det forudsættes, at 20-40% af sengedagene skyldes gennemsnitlige ozonkoncentrationer på mellem 60 og  $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 30$ - $55$  ppb, 8-timers gennemsnit), vil et forsigtigt skøn være, at helt op til 1,5% af alle indlæggelser for luftvejssygdomme kan tilskrives ozonkoncentrationer på over  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 30$  ppb, 8-timers gennemsnit). Dette svarer til 400 indlæggelser i overvågningsområderne eller (hvis tallet ekstrapoleres) over 3 000 indlæggelser i hele EU i perioden marts-oktober 1995.

Estimaterne over hospitalsindlæggelser er behæftet med nogen usikkerhed hvad angår:

- Eksponeringsmønstrene inden for de (vilkårligt valgte) 10 km-cirkler omkring overvågningsstationerne.
- Egnetheden af byovervågning som middel til at måle koncentrationerne i den rent faktisk indåndede luft. Den reelle eksponeringsgrad undervurderes sandsynligvis på grund af den måde, overvågningsnettene er fordelt på, måske især i Sydeuropa. En undervurdering af eksponeringsgraden fører så til en undervurdering af virkningerne.
- Muligheden for ud fra eksponeringsdata for befolkningsgrupper i nærheden af overvågningsstationerne at beregne fordelingen af eksponeringen for et helt land. Dataene for de enkelte lande må i hvert fald fortolkes forsigtigt. Dette gælder ikke mindst de lande, hvor kun en lille andel af befolkningen bor i områder, hvor luftkvaliteten overvåges.

Det faktiske antal hospitalsindlæggelser som følge af høje ozonkoncentrationer er måske dobbelt så stort som anført ovenfor. Men som nævnt er indlæggelse på hospital blot det alvorligste fingerpeg om luftvejssygdomme. I virkeligheden er langt flere ramt af sådanne lidelser.

En nyligt gennemført undersøgelse under det franske ERPURS-program (evaluering af sundhedsmæssige risici i forbindelse med byforurening) viser et eksempel på produktivitetstab som følge af høj forurening. Af personale- og sygestatistikker fra det nationale elforsyningselskab fremgår det, at der her i sommermånederne på dage med kraftig forurening var en 22-27% stigning i antallet af tabte arbejdsdage som følge af luftvejssygdomme, mens stigningen i sygedagene som følge af hjerte-kar-sygdomme udgjorde 19-78% (Medina m.fl., 1997).

Der foreligger ikke sammenlignelige undersøgelser for Østeuropa. Kort 5.1 tyder imidlertid på, at mange østeuropæiske lande står i en lignende situation.

### 5.3. Tendenser i ozonkoncentrationer i forhold til målene for luftkvaliteten

I forbindelse med de højtryk, der hver sommer dannes over det meste af Europa, med klar himmel, øget UV-stråling og høje temperaturer forekommer der ofte ozonkoncentrationer på over  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 100$  ppb) (Cox

m.fl., 1975; Guicherit og van Dop, 1977). De høje koncentrationer varer gerne flere dage og strækker sig over flere lande samtidig. På byniveau udviser ozonkoncentrationerne ofte større variation, både tidsmæssigt og rummæssigt. Koncentrationerne er lavere i bymidten end i forstæderne og landdistrikterne, hvilket især skyldes, at  $\text{NO}_2$ -emissionen fra trafikken "rensner" luften for ozon. Under episoder med høj koncentration er ozonniveauerne ofte væsentlig

højere både i forstæderne og steder længere væk i vindretningen bort fra prækursorkilderne i byerne (se box 5.1 og 5.2). Især vil ozonkoncentrationen ofte være særlig høj i den sydlige del af Europa som følge af de lange perioder med varmt og solrigt vejr. Der er yderligere den forskel, at i Sydeuropa vil ozonkoncentrationerne ofte toppe såvel *i* som uden for bymidten.

Et områdes topografi og klima kan bevirke, at der opstår komplekse lokale luftstrømme som f.eks. søbriser, som kan sende forurenende stoffer tilbage til byområder mange dage i træk. Disse fænomener er blevet undersøgt i Athen (se også kapitel 12, figur 12.3), Lissabon og Valencia (Moussiopoulos, 1994; Millán, 1993; Borrego m.fl., 1994). Nedenfor er det imidlertid ikke detaljerne vedrørende bestemte områder eller byer, men de generelle tendenser for Europa, der vil blive behandlet.

### **5.3.1. Mål for luftkvaliteten**

Der er i Rådets direktiv om luftforurening med ozon ("ozondirektivet" 92/72/EØF) fastsat tærskelværdier for luftkvaliteten. Tabel 5.1 viser ozondirektivets tærskelværdier for luftkvaliteten, inklusive en tærskelværdi for, hvornår befolkningen skal underrettes om, at der er risiko for høj forurening. I tabellen vises også de tålegrænser, der er fastsat i UNECE's konvention om grænseoverskridende luftforurening over lange afstande (CLRTAP), (UNECE, 1979, 1996) for ozons indvirkning på landbrugsafgrøder og skove, samt WHO's retningslinjer for beskyttelse af menneskers sundhed (WHO, 1996a).

Rådets direktiv om vurdering og styring af luftkvalitet (rammedirektiv 96/62/EØF) var tænkt som et middel til på EU-plan at sikre en mere konsekvent styring af luftkvaliteten. Dette direktiv vil blive fulgt af en række "datterdirektiver", som hver især vil behandle et forurenende stof eller en gruppe af forurenende stoffer, herunder ozon. Kommissionen vil i 1998 fremlægge forslag til datterdirektiv om ozon.

I konventionen om grænseoverskridende luftforurening over lange afstande benyttes begrebet "tålegrænser" som et mål for ozonens indvirkning på landbrugsafgrøder og skove. Effektparameteret ("AOT40") er den akkumulerede ozoneksponering, der overstiger en grænse på 40 ppb ( $\approx 80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), udtrykt i ppb.time-enheder.

### **5.3.2. Tendenser i den troposfæriske ozonkoncentration**

De første kvantitative målinger af ozonkoncentrationen i Europa blev foretaget i nærheden af Paris i perioden 1876-1911. Gennemsnitskoncentrationen over 24 timer lå dengang på ca.  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 10$  ppb) (Volz og Kley, 1988). Målingerne viser, at den i dag gældende EU-tærskelværdi for beskyttelse af plantevæksten ( $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $\approx 33$  ppb, 24-t-gennemsnit) kun blev overskredet i mindre end 1% af den samlede observationsperiode (Volz-Thomas, 1993).

I 1950'erne var 24-timers gennemsnittet for ozonniveauet i vesteuropæiske landdistrikter steget til 30-40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 15$ -20 ppb). I 1980'erne var tallet nået op på  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 30$  ppb) (Feister og Warmbt, 1987). Simpson m.fl. (1997) har beregnet, at mindst 50% af stigningen i ozonkoncentrationen i dette århundrede direkte skyldes menneskeskabt emission på regionalt niveau i Europa. De daglige middelkoncentrationer er i dag dobbelt så høje som i 1950'erne (Staehelin m.fl., 1994). Størstedelen af stigningen har fundet sted efter 1950'erne som følge af de seneste årtiers enorme vækst i  $\text{NO}_x$ -emissionen. Tendenserne i de målte ozonmængder i det seneste årti har vist sig at variere meget (såvel i omfang som tidsmæssigt), selv for nærliggende målestationer. Nyere undersøgelser tyder på, at eventuelle reelle tendenser i ozonkoncentrationen muligvis sløres af, at de forskellige målestationer benytter sig af forskellige instrumenter og måleprocedurer (Roemer, 1997). Under alle omstændigheder vil den meteorologiske variabilitet fra år til år sandsynligvis yderligere vanskeliggøre en analyse af emissionsprovokerede tendenser, indtil der foreligger meget lange tidsserier for målingerne.

For bymiljøer råder man kun over lejlighedsvis historiske optegnelser over ozonkoncentrationer målt ved brug af simple målemetoder. Den "moderne" ozonovervågning i byområder begyndte i 1970'erne i

Storbritannien, Tyskland, Portugal, Nederlandene og i nogle lande uden for Europa. Situationen i 1995 er beskrevet i kapitel 12, tabel 12.2.

I de seneste 25 år har de maksimale timekoncentrationer af ozon i det centrale London overvejende ligget mellem 60 og 140  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx$  30-70 ppb). Mellem 1973 og 1992 øgedes koncentrationerne med ca. 2,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx$  1,4 ppb) om året (PORG, 1987; Bower m.fl. 1991, 1994). Resultaterne for de seneste 5-10 år af målinger foretaget af andre overvågningsstationer i nordvesteuropæiske byer ligner resultaterne for det centrale London. Målinger ved en overvågningsstation i en forstad til Athen (Liosia) viste, at de månedlige middelmålinger i gennemsnit voksede ca. 15% om året mellem 1984 og 1989. I 1987,

**Tærskelværdier og tålegrænser fastsat i EU's ozondirektiv, UNECE/CLRTAP og WHO tabel 5.1**

Retningslinje fastsat i	Beskrivelse	Beregningsgrundlag	Værdi
EU-direktiv 92/72/EØF	Tærskelværdi for underretning af befolkningen	Timegennemsnit	180 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \approx 90$ ppb
	Tærskelværdi for alarmering af befolkningen	Timegennemsnit	360 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \approx 180$ ppb
	Tærskelværdi for beskyttelse af sundheden	Faste 8-timersgennemsnit (perioderne 0.00-8.00, 8.00-16.00, 16.00-24.00, 12.00-20.00)	110 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \approx 55$ ppb
	Tærskelværdi for beskyttelse af plantevæksten	Timegennemsnit	200 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \approx 100$ ppb
	Tærskelværdi for beskyttelse af plantevæksten	Døgngennemsnit	65 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \approx 33$ ppb
UNECE/CLRTAP	Tålegrænse for beskyttelse af afgrøder (AOT40c)	Dagtimerne, maj-juli	3 ppm.time
	Tålegrænse for beskyttelse af skove (AOT40f)	Dagtimerne, april-september	10 ppm.time
WHO	Retningslinje for luftkvalitet hvad angår sundhedsbeskyttelse	Løbende 8-timers maksimum	120 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \approx 60$ ppb

begyndte de månedlige middelværdier ved denne station at overstige 110  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 55$  ppb), som er den 8-timers *middelværdi*, der er fastsat i EU's retningslinjer for beskyttelse af menneskers sundhed. I 1988 blev tærsklen overskredet 140 dage (Moussiopoulos, 1994). Dog bør observationer fra ozonmålingsstationer i nærheden af NO-kilder, som f.eks. målestationer i byområder, behandles med en vis forsigtighed.

Tendenserne i episoder med høje ozonkoncentrationer i bymiljøer kan have meget stor betydning, når de skadelige virkninger skal vurderes. Til trods for, at der hvert år ved mange overvågningsstationer i byerne observeres episoder med overskridelse af retningslinjerne og tærskelværdierne for beskyttelse af menneskers

sundhed, kan de store meteorologiske variationer fra år til år sløre eventuelle tendenser, der kan læses ud af de varierende emissioner af prækursorer.

### **5.3.3. Fordeling over Europa**

De fleste europæiske lande kender problemet med skadelige ozonkoncentrationer. Målingerne af disse koncentrationer i Europa viser en stigning fra den nordvestlige til den sydøstlige del af Europa (Grennfelt m.fl., 1987, 1988; Feister og Pedersen, 1989). Om sommeren varierer de gennemsnitlige døgnmaksima fra 60-80  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx$  30-40 ppb) i den nordvestlige del af Europa til 120-140  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx$  60-70 ppb) i den centrale del af Europa (Beck og Grennfelt, 1994). Uheldigvis er målestationerne meget ujævnt fordelt med den største koncentration i Nordvesteuropa. Derfor kan der ikke siges ret meget om ozonkoncentrationerne i store dele af Middelhavsområdet eller Østeuropa.

Kort 5.1 illustrerer en modelberegning af stigningen i døgngennemsnittet om sommeren for den maksimale ozonkoncentration over Europa (Simpson m.fl., 1997). Den anvendte model er specielt udviklet til at kunne beregne baggrundskoncentrationer af ozon i landområder og ikke i byområder. Baggrundskoncentrationerne i grænselaget over Europa, dvs. koncentrationen i grænselaget i luften over havet, der bevæger sig fra Atlanterhavet ind mod kysten, ligger for tiden på gennemsnitlig 60-65  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx$  30-33 ppb), svarende til tre gange den koncentration, der blev målt i nærheden af Paris for 100 år siden.

### **5.3.4. Overskridelser af tærskelværdier for luftkvalitet**

#### *Overskridelser af tærskelværdier for beskyttelse af sundheden*

I dette afsnit fokuseres der på de observerede overskridelser af EU's tærskelværdier for beskyttelse af sundheden i tidsrummet 12.00-20.00. Af de fire 8-timers perioder som defineret i EU-direktivet, er det i tidsrummet 12.00-20.00, man kan forvente det højeste antal overskridelser. Tærskelværdien (110  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , (55 ppb, 8-timersgennemsnit) blev i perioden 1994-1996 overskredet i alle EU-lande, og i en del tilfælde endog meget hyppigt (se kort 5.2; de Leeuw m.fl., 1995; de Leeuw og van Zantvoort, 1996, 1997). Såfremt det antages,



**Kort 5.1 Daglig maksimumkoncentration af ozon om sommeren, modelberegnet gennemsnit over 5 år**

Gennemsnitlig daglig maksimumkoncentration af ozon om sommeren

(5-års gennemsnit)

1:30 000 000

Koncentration i ppb i EMEP 150-netfeltet

**Note:** Beregningen bygger på en konstant emission på 1990-niveau samt meteorologiske data fra de fem somre 1989, 1990, 1992, 1993 og 1994.  $1 \text{ ppb O}_3 \approx 2 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ .

**Kilde:** Simpson m.fl., 1997

at overvågning af byer og gader er repræsentative for eksponeringen af EU's 41 millioner byboere, var over 90% af byboerne i 1995 mindst én gang udsat for koncentrationer over tærskelværdien. Over 80% var udsat for overskridelser i mere end 25 dage. Hvis disse resultater kan ekstrapoleres til at gælde for EU's befolkning som helhed, risikerer omkring 330 millioner mennesker at blive udsat for mindst én overskridelse pr. år. Dette antal er nogenlunde i overensstemmelse med resultaterne af UNECE-modelberegningen (Malik m.fl., 1996). Virkningerne af disse overskridelser er allerede behandlet i afsnit 5.2.

Mellem 1994 og 1996 blev tærskelværdien for beskyttelse af sundheden (tidsrummet 12.00-20.00) i EU overskredet tre gange så hyppigt som tærskelværdien for underretning af befolkningen (afsnit 5.3.1) (Beck m.fl., 1998). Det er vanskeligt at vurdere, om sidstnævnte tærskelværdi reelt er til gavn for offentligheden.

*Overskridelser af tærskelværdierne for beskyttelse af plantevækst og skove*

Tærskelværdien for beskyttelse af plantevæksten ( $65 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ ,  $\approx 33 \text{ ppb}$ , døgngennemsnit) blev i 1994-1996 overskredet i de fleste EU-lande, og i en del tilfælde endog meget hyppigt (de Leeuw m.fl., 1995; de Leeuw og van Zantvoort, 1996, 1997). Af figur 5.4 fremgår det, at flere lande ved nogle målestationer har indberettet over 150 overskridelser i 1995. Samme år blev tærskelværdien overskredet for alle EU's arealer med nåleskov og agerjord samt

**Kort 5.2 Overskridelser af ozontærskelværdien for beskyttelse af sundheden, 1995**

Ozon (8-timersværdier)

1:20 000 000

Antal dage, hvor tærskelværdien 110  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (kl. 13-20) blev overskredet

Bystationer og andre stationer

*Data indsamlet fra EU-landene*

**Note:** Antal dage, hvor tærskelværdien på 110  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (i tidsrummet 12.00-20.00 ) blev overskredet ved by-/gade- eller andre/uspecificerede stationer gennem hele 1995.

**Kilde:** EEA-ETC/AQ

**Kort 5.3 Overskridelser af ozontærskelværdien for beskyttelse af plantevæksten, 1995**

Ozon (døgngennemsnit)

1:20 000 000

Antal dage, hvor 24-timers tærskelværdien på  $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$  blev overskredet

Baggrundsstationer

Data indsamlet fra EU-lande

**Note:** Antal dage, hvor 24-timers tærskelværdien på  $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$  blev overskredet ved baggrundsstationer gennem hele 1995.

**Kilde:** EEA-ETC/AQ

for over 99% af arealerne med løvskov. Disse observationer bekræftes stort set af resultaterne af UNECE-modelberegningen (Simpson m.fl., 1997). Det skal bemærkes, at det i den seneste litteratur (WHO, 1996b) anbefales at bruge kumulative eksponeringsniveauer i stedet for tærskelværdier for koncentrationer, når potentielle ozonskader på plantevæksten skal vurderes.

Kort 5.4 viser overskridelserne af AOT40 for afgrøder. Det fremgår af kortet, at grænseværdien på 3 ppm.time blev overskredet i de fleste lande dækket af målenettet. Kun dele af Sverige, Finland og den nordlige del af Det Forenede Kongerige undgik overskridelser.

#### 5.4. Emission af ozonprækursorerprækursorer

Emissionen i Europa af ozonprækursorerneprækursorerne VOC og NO<sub>x</sub> voksede indtil slutningen af 1980'erne, men er nu aftagende (figur 5.2, Olendrzynski, 1997). Mellem 1990 og 1994 faldt VOC-emissionen i EU med ca. 9%, mens emissionen for Europa som helhed aftog med omkring 14%. Dette skyldes, at faldet i CØE-landene som følge af den økonomiske omstrukturering er større end faldet i EU. Mellem 1990 og 1994 faldt EU's NO<sub>x</sub>-emission tilsvarende med 8%, mens den samlede europæiske emission af NO<sub>x</sub> faldt med 14% (EEA-ETC/AE, 1996, 1997). Disse tal bør dog fortolkes forsigtigt, idet kun få lande har udarbejdet sammenhængende tidsserier

#### **Kort 5.4 Den målte akkumulerede ozoneksponering (AOT40)**

AOT40

Maj, juni og juli 1995

(dagtimer)

1:30 000 000

AOT40 i ppb.time

i EMEP50-netfeltet

over 15 000

....

3 000 – tålegrænse for beskyttelse af afgrøder

Under 1 500

**Note:** Dagtimer i maj, juni og juli 1995.

**Kilde:** Hjellbrekke, 1997

over emissionen. Nogle af tendenserne er derfor måske blot en afspejling af ændrede beregningsmetoder.

Figur 5.3 viser mere detaljeret tendensen i den årlige VOC-emission siden 1987-88. At man netop har valgt 1987/88 som basis, hænger sammen med tidspunktet for vedtagelsen af UNECE's protokoller for emissionsreduktioner (afsnit 5.5). Afsnit 4.5 beskriver den årlige NO<sub>x</sub>-emission og de forskellige sektors andel af denne emission i 1995.

Figur 5.4 viser i store træk den sektorvise fordeling af VOC-emissionen i de forskellige dele af Europa. Transportsektoren tegnede sig for den største andel af NO<sub>x</sub>-emissionen i Vesteuropa (63%) (se figur 4.9). I CØE bidrog energi- og transportsektorerne med ca. 35% hver. Transportsektoren bidrog også mest til VOC-emissionen i Vesteuropa (45%), mens det største bidrag i CØE kom fra industrisektoren (46%).

Disse emissionstal omfatter ikke naturlige kilder, og især ikke de kilder i biosfæren, der bidrager til VOC- og NO<sub>x</sub>-koncentrationerne i atmosfæren. I EU udgør de naturlige kilders bidrag henholdsvis ca. 20% og 7% (årligt vægtede tal) af den samlede menneskeskabte emission af VOC'er og NO<sub>x</sub> (Simpson, 1995; Stohl m.fl., 1996). Ved episoder med høje ozonkoncentrationer tegner de biogene kilder sig formentlig for størstedelen af VOC-emissionen, især i Sydeuropa. I disse områder er emissionen fra plantevæksten dog ikke stor nok til at påvirke ozonens kemiske sammensætning væsentligt. Her synes NO<sub>x</sub>-koncentrationen at være den begrænsende faktor (Simpson, 1995). En undersøgelse af, hvor meget NO<sub>x</sub> der emitteres fra jordbunden viser, at de daglige maksima for ozonkoncentrationen flere steder i Europa kan øges væsentligt af sådanne NO<sub>x</sub>-emissioner (Stohl m.fl., 1996).

### 5.5. Strategier og fremskridt

Faldet i emissionen af ozonprækursorerprækursorer er til dels et resultat af UNECE's konvention om grænseoverskridende luftforurening over store afstande. Til konventionen blev der i henholdsvis 1988 og 1991 vedtaget protokoller om reduktion af NO<sub>x</sub>- og VOC-emissionen. Ifølge NO<sub>x</sub>-protokollen skal parterne inden december 1994 stabilisere emissionen eller de grænseoverskridende strømme af NO<sub>x</sub> på 1987-niveau. Ifølge VOC-protokollen skal emissionen inden 1999 enten stabiliseres eller reduceres med mindst 30% i forhold til basisåret (som regel 1988). UNECE er for tiden ved at udarbejde en

**Figur 5.2 Menneskeskabt emission af NO<sub>x</sub> (som NO<sub>2</sub>) og NMVOC'er i Europa, 1980-1995**  
tusind tons pr. år

**Kilde:** UNECE

**Figur 5.3 NMVOC-emission, 1988-95**  
procent af 1988-niveauet  
Vesteuropa - Central- og Østeuropa - Nye Uafhængige Stater

**Kilde:** UNECE

**Figur 5.4 Menneskeskabt VOC-emission efter sektor, 1990**  
andet  
husholdninger  
landbrug  
transport  
industri  
Vesteuropa - Central- og Østeuropa

**Kilde:** ETC/AE

multieffekt-/multistof-protokol, som forventes klar i 1999. I protokollen vil man prøve at fastsætte nationale emissionslofter for både NO<sub>x</sub> og samtlige VOC'er. Lofterne skal tage hensyn til emissionens virkninger og omkostningerne ved at begrænse emissionen. Der vil blive anlagt en bred strategi for at begrænse ikke blot problemerne med fotokemiske oxidanter, men også forsurings- og eutrofieringsproblemerne.

EU's femte miljøhandlingsprograms mål for reduktion af emissionen af NO<sub>x</sub> og VOC'er havde til formål at stabilisere NO<sub>x</sub>-emissionen på 1990-niveauet i 1994 og derefter reducere emissionen med 30% i forhold til 1990-niveauet inden år 2000. For VOC'er var der fastsat det samme mål for år 2000. EU arbejder for tiden på en strategi for begrænsning af ozon. Målet er at finde omkostningseffektive, effektorienterede og kildebaserede løsninger som grundlag for udarbejdelse af et sæt standarder for ozonkoncentrationen. Standarderne vil blive fastsat i et nyt "datterdirektiv" for ozon. Strategien skal gøre det muligt at identificere de nødvendige foranstaltninger ud over de allerede planlagte foranstaltninger i gældende eller foreslået lovgivning. Det endelige resultat vil være et forslag til direktiv om nationale emissionslofter for SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, VOC'er og NH<sub>3</sub> med henblik på at opnå en væsentlig reduktion af koncentrationerne af ozon samt forurende og eutrofierende stoffer i atmosfæren. Direktivet om integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening (IPPC) skal være med til at nå målene i det femte miljøhandlingsprogram. Indsatsen for at reducere alle udslip fra stationære kilder til luft, vand og jord skal koordineres. Ifølge direktivet skal de myndigheder, der udsteder tilladelser til virksomhederne, i tilladelse fastsætte emissionsgrænser på de niveauer, der kan opnås med den bedste tilgængelige teknologi.

Europa-Kommissionen har fastsat en række mere specifikke foranstaltninger til opnåelse af emissionsreduktionerne i henhold til miljøhandlingsprogrammet:

- I juni 1996 vedtog Kommissionen en meddelelse om en fremtidig strategi for bekæmpelse af luftforurende emission fra vejtransport sammen med to direktivforslag. Det første forslag vedrører emission fra personbiler og fastsætter en række obligatoriske emissionsnormer (der skal opfyldes inden år 2000) og et sæt vejledende, men strengere, emissionsnormer (der skal opfyldes inden år 2005). Det andet direktivforslag vedrører kvaliteten af benzin og dieselolie og fastsætter obligatoriske normer med virkning fra år 2000.

Ved udgangen af 1998 skal Kommissionen fremlægge forslag om en yderligere stramning af emissionsnormerne for personbiler samt nye forslag om normerne for benzinkvalitet. Kommissionen vil også udarbejde yderligere forslag om lette og tunge erhvervskøretøjer samt om inspektion og vedligeholdelse. I forbindelse med Auto-Olie I-programmet konkluderede Kommissionen ligeledes, at der for at reducere den troposfæriske ozonkoncentration til niveauer under grænseværdierne kræves emissionsreduktioner på mindst 70% for både NO<sub>x</sub> og VOC'er.

- I direktivet om opløsningsmidler behandles VOC-emissionen fra stationære industrielle kilder. Direktivet, der blev vedtaget i november 1996, fastsætter emissionslofter for alle stationære kilder inden for en række anvendelsesområder i industrien.
- Ifølge direktivet om reduktion af emissionen fra oplagring og distribution af benzin (fase 1) skal VOC-emissionen reduceres i hele oplagrings-, distributions- og forbrugskæden.

Som det fremgår af figur 5.7 og 4.10 er man ikke alle steder nået lige langt med opfyldelsen af de forskellige reduktionsmål. Hvad angår VOC'er er det kun NIS, der næsten har nået UNECE's mål om en 30% reduktion i forhold til 1988. Emissionen i de øvrige lande lå i 1995 stadig på 75-90% af 1988-emissionen. Det er derfor højst usandsynligt, at disse lande vil nå reduktionsmålene inden 1999. Det samme gælder for EU-medlemsstaterne. Hvad angår NO<sub>x</sub> var målet om en stabilisering på 1987-niveau generelt set nået i 1994. CØE-landene præsterede den største reduktion (33%). I nogle af de østeuropæiske lande er det dog den økonomiske omstrukturering, der kan have medvirket til reduktionen.

De hidtil opnåede emissionsreduktioner har ikke ført til færre overskridelser af tålegrænser eller tærskelværdier for koncentrationen. Dette kan til dels skyldes årlige variationer i vejforholdene. Da ozonkoncentrationerne i den omgivende luft imidlertid ofte overstiger tærskelværdien, vil små reduktioner i

emissionen sandsynligvis ikke være tilstrækkelige til at reducere antallet af overskridelser. Gennemføres de aftalte UNECE/CLRTAP- og EU-reduktioner, vil det formentlig føre til et 5%-25%-fald i maksimumkoncentrationerne af ozon. Hvis reduktionsmålene skal nås, vil det således være nødvendigt med en hurtigere gennemførelse af de foreslåede EU-direktiver og national lovgivning om emission fra mobile og stationære

**Tabel 5.2 Fald i overskridelserne af AOT40 (afgrøder)-værdierne, såfremt NO<sub>x</sub>- og VOC-emissionen reduceres med 40% i forhold til 1990-niveauet**

40% emissionsreduktion i:	NO <sub>x</sub>		VOC	
	fører til et fald i overskridelserne af værdierne for beskyttelse af afgrøder i hele Europa med:		fører til et fald i overskridelserne af værdierne for beskyttelse af afgrøder i hele Europa med:	
	%	AOT40(ppb.time)	%	AOT40(ppb.time)
Vesteuropa	2	86	20	797
Central- og Østeuropa	4	160	3	117
Nye Uafhængige Stater	7	292	3	106
Europa i alt	14	537	26	1020

**Note:** Under forudsætning af en gennemsnitlig overskridelse på 3 900 ppb.time i forhold til AOT40-grænseværdien for beskyttelse af afgrøder på 3 000 ppb.time. Beregningerne bygger på et 5-års meteorologisk gennemsnit.

**Kilde:** Simpson m.fl., 1997

kilder i alle europæiske lande. Om de lavere tærskelværdier og tålegrænser for beskyttelse af plantevæksten kan overholdes, vil i høj grad afhænge af, om det lykkes at reducere de samlede troposfæriske ozonkoncentrationer. En sådan reduktion vil kræve foranstaltninger, der omfatter hele den nordlige halvkugle.

### 5.5.1. Kilde/receptor-forhold og effektiviteten af emissionsreduktioner

Kilde/receptor-forholdet har vist sig at være et godt instrument ved fastlæggelsen af bekæmpelsesstrategier, især hvad angår forurening (Alcamo m.fl., 1990). For at finde frem til kilde/receptor-forholdet skal den samlede deposition i et område beregnes ved at addere bidragene fra alle relevante kilder og forbindelser. For ozons vedkommende er situationen mere kompleks på grund af dels det ikke-lineære forhold mellem de forskellige prækursorer, dels indflydelsen fra baggrundstroposfæren.

En anden grund til at beregne et ozonkilde/receptor-forhold med generel gyldighed er kravet om omkostningseffektive og geografisk relevante bekæmpelsesstrategier. NO<sub>x</sub>'s bidrag til ozonproblemet må endvidere kædes sammen med NO<sub>x</sub>'s bidrag til forureningen og eutrofieringen, hvis man vil opnå optimale reduktioner af emissionen, der gør det muligt at nå målene for alle disse områder. Kilde/receptor-forholdene for ozon (Heyes m.fl., 1996) bruges for tiden i forbindelse med UNECE's multieffekt-/multistof-protokol og udarbejdelsen af Kommissionens strategi for bekæmpelse af ozon.

Tabel 5.2 viser de reduktioner i overskridelsen af grænseværdien (AOT40) for beskyttelse af afgrøder (gennemsnit for hele Europa), som skønnes at være en følge af reduktionen i NO<sub>x</sub>- og VOC-emissionen på 40% i forhold til 1990. Selv om der er stor forskel i emissionen hos de forskellige landegrupper, viser dataene, at fremtidige VOC-reduktioner vil være mest effektive i Vesteuropa, mens det største fald i overskridelserne af grænseværdierne for NO<sub>x</sub> vil blive opnået ved emissionsreduktionerne i Østeuropa. Resultaterne viser dog, at en 40% reduktion langt fra er nok, hvis ozonkoncentrationerne skal reduceres til et niveau, hvor der ikke sker overskridelser af grænseværdierne.



**Referencer:**

Alcamo, J., Shaw, R. og Hordijk, L (1990). *The RAINS model of acidification*. International Institute for Applied System Analysis. Kluwer, Academic Publishers, Dordrecht, Nederlandene.

Anderson, H. R., Spix C., Medina S., *m.fl.* (1997). Air pollution and daily admissions for chronic obstructive pulmonary disease in 6 European cities: results from the APHEA project. I *Eur Respir J.* bind 10, s. 1064-71.

Beck, J.P. og Grennfelt, P. (1994). Estimate of ozone production and destruction over north-western Europe. *Atmospheric Environment*, bind 28, s. 129-140.

Beck, J.P., Krzyzanowski, M. og Koffi, B. (1998). Tropospheric Ozone in the European Union. *The Consolidated Report*. Draft report for the European Commission, ETC/AQ-EEA.

Borrego, C., Countinho, M., og Barros, N. (1994). Atmospheric pollution in the Lisbon airshed. Red.: Power, H., Moussiopoulos, N. og Brebbia, C.A. *Urban Air Pollution*. Computational Mechanics Publications, Southampton, Det Forenede Kongerige.

Bower, J.S., Stevenson, K.J., Broughton, G.F.J., Lampert, J.E., Sweeney, B.P., Wilken, J. m.fl. (1991). *Ozone in the UK: A review of 1989/90 data from monitoring sites operated by Warren Spring Laboratory*. Stevenage, Det Forenede Kongerige.

Bower, J.S., Stevenson, K.J., Broughton, G.F.J., Vallance-Plews, J., Lampert, J.E., Sweeney, B.P., Eaton, S.W., Clark, A.G., Willis, P.G., Stacey, B.R.W., Driver, G.S., Laight, S.E., Berwick, R. og Jackson, M.S. (1994). *Air Pollution in the UK: 1992/93*. Warren Spring Laboratory, Stevenage, Det Forenede Kongerige.

Brönniman, S. og Neu, U. (1997). Weekend-weekday differences of near-surface ozone concentrations in Switzerland for different meteorological conditions. *Atmospheric Environment*, bind 31, s. 1127-1135

Cox, R.A., Eggleton, E.J., Derwent, R.G., Lovelock, J.E. og Pack, D.H. (1975). Long-range transport of photochemical ozone in north-western Europe. I *Nature*, bind 255, s. 118-121.

Dumont, G. (1996). *Effects of short term measures to reduce ambient ozone concentrations in Brussels and in Belgium*. Paper presented at the Ministerial Conference on Tropospheric Ozone in Northwest Europe. London, UK, May 1996. EEA (1995). *Europe's Environment, The Dobris Assessment*. Red.: D. Stanners og P. Bourdeau, European Environment Agency, København, Danmark.

E-K (1996). *Forslag til Europa-Parlamentets og Rådets direktiv om kvaliteten af benzin og diesellole*. Bruxelles, Belgien.

EEA-ETC/AE (1995). *Europas miljø, Dobris-rapporten*. Red.: D. Stanners og P. Bourdeau, Det Europæiske Miljøagentur, København, Danmark.

EEA-ETC/AE (1997). *CORINAIR 1994 Summary Report*, EEA Draft Topic Report. EEA, København.

EEA-ETC/AE (1996). *CORINAIR 1990 Summary Report 1*, EEA Topic Report 7/1996. EEA, København.

Feister, U. og Warmbt, W. (1987). Long-term measurements of surface ozone in the German Democratic Republic. I *J. Atmos. Chem.*, bind 5, s. 1-21.

Feister, U. og Pedersen, U. (1989). Ozone measurements January 1985 - December 1985. Report No 1. Potsdam/Lillestrøm, Meteorological Service of the GDR/ Norwegian Institute for Air Research. EMEP/CCC-Report 3/89, Lillestrøm, Norge.

Fuhrer, J. og Achermann, B. (1994). *Critical levels for ozone; a UN-ECE workshop report*. FAC Report No16. Swiss Federal Research Station for Agricultural Chemistry and Environmental Hygiene, Liebefeld-Bern, Schweiz.

Grennfelt, P., Saltbones, J. og Schjoldager, J. (1987). *Oxidant data collection in OECD-Europe 1985-87 (OXIDATE)*. April-September 1985. NILU OR 22/87, NILU, Lillestrøm, Norge.

Grennfelt, P., Saltbones, J. og Schjoldager, J. (1988). *Oxidant data collection in OECD-Europe 1985-87 (OXIDATE)*. Report on ozone, nitrogen dioxide and peroxyacetyl nitrate October 1985 - March 1986 and April-September 1986. NILU OR 31/88. NILU, Lillestrøm, Norge.

Grennfelt, P., Hov, Ø., og Derwent, R.G. (1994). Second generation abatement strategies for NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> and VOCs. I *Ambio*, bind 23, s. 7, 425-433.

Guicherit, R. og van Dop, H. (1977). Photochemical production of ozone in Western-Europe (1971-1975) and its relation to meteorology. I *Atmospheric Environment*, bind 11, s. 145-155.

Heyes, C., Schöpp, W., Amann, M., Bertok, I., Cofala, J., Györfas, F., Klimont, Z., Makowski, M. og Shibayev, S. (1996). *A model for optimizing strategies for controlling ground-level ozone in Europe*. IIASA, Laxenburg, Østrig.

Hjellbrekke, A.-G. (1997). *Ozone Measurements 1995*. EMEP/CCC-Report 3/97. NILU, Kjeller, Norge.

de Leeuw, F.A.A.M., Sluyter, R.J.C.F., van Zantvoort, E.D.G. og Larssen, S. (1995). *Exceedance of ozone threshold values in the European Community in 1994*. EEA Topic Report 1995. EEA, København.

de Leeuw, F.A.A.M og van Zantvoort, E.D.G. (1996). *Exceedance of ozone threshold values in the European Community in 1995*. EEA Topic Report 29/1996, EEA, København.

de Leeuw, F.A.A.M og van Zantvoort, E.D.G. (1997). *Exceedance of ozone threshold values in the European Community in 1996*. EEA Topic Report 7/1997, EEA, København.

Malik, S., Simpson, D., Hjellbrekke, A.-G. og ApSimon, H. (1996). *Photochemical model calculations over Europe for summer 1990*.

Model results and comparison with observations. EMEP/MSC-W Report 2/96. DNMI, Oslo, Norge.

Medina, S., Le Tertre, M.A., Dusseux, E., Camard, J.-P. (1997). *Analyse des liens à court terme entre pollution atmosphérique et santé*. Résultats 1991-1995. ERPURS, ORS, Ile-de-France, Paris.

Millán, M.M. (1993). Photo-oxidation in the Mediterranean Region: Relevant Atmospheric Processes. I *The Proceedings of EUROTRAC Symposium '92*. Red.: P.M. Borrell. SPB Academic Publishing, Haag, Nederlandene.

Moussiopoulos, N. (1994). Air pollution in Athens. I *Urban Air Pollution*. Red: H. Power, N. Moussiopoulos, og C.A. Brebbia. Computational Mechanics Publications, Southampton, Det Forenede Kongerige.

Olendrzynski, K. (1997). Emissions. I *Transboundary Air Pollution in Europe*. Red.: Berge E. EMEP/MSC-W Report 1/97. DNMI, Oslo, Norge.

Ponce de Leon, A., Anderson, H.R., Bland, J.M., Strachan, D.P., Bower, J. (1996). Effects of air pollution on daily hospital admissions for respiratory disease in London between 1987-88 and 1991-92. I *J Epidemiol Comm Health*, bind 50 (Supplement 1): S63-S70.

PORG; United Kingdom Photochemical Oxidants Review Group (1987). *Ozone in the United Kingdom*, London, Det Forenede Kongerige.

Roemer M.G.M. (1997). *Trend analysis of ground level ozone concentrations in Europe*. EMEP/CCC-Note 1/97. NILU, Kjeller, Norge.

Simpson, D. (1995). Biogenic emission in Europe 2: Implications for ozone control strategies. I *J. Geophys. Res.*, bind 100, nr. D11, s. 22891-22906.

Simpson, D., Olendrzynski, K., Semb, A., Storen, E. og Unger, S. (1997). *Photochemical oxidant modelling in Europe: multi-annual modelling and source-receptor relationships*. EMEP/MSC-W Report 3/97. DNMI, Oslo, Norge.

Stahelin, J., Thudium, J., Buehler, R., Volz-Thomas, A. og Graber, W. (1994). Trend in surface ozone concentrations at Arosa (Switzerland). I *Atmospheric Environment*, bind 28, s. 75-87.

Stohl, A., Williams, E., Wotawa, G. og Kromp-Kolb, H. (1996). A European inventory of soil nitric oxide emissions and the effect of these emissions on the photochemical formation of ozone. I *Atmospheric Environment*, bind 30, s. 3741-3755.

UNECE (1979). *The Convention on Long Range Transboundary Air Pollution*. FN, New York og Genève, 1979.

UNECE (1996). Red.: L. Kärenlampi. og L. Skärby. *Critical levels for ozone in Europe: testing and finalising the concepts*. UN-ECE workshop report. University of Kuopio, Finland.

Volz, A. og Kley, D. (1988). Evaluation of the Montsouris series of ozone measurements made in the nineteenth century. I *Nature*, bind 332, s. 240-242.

Volz-Thomas, A. (1993). Trends in photo-oxidant concentrations. I: *Photo-oxidants: precursors and products, a contribution to sub-project TOR, Proceedings of the EUROTRAC Symposium '92*. Red.: P. Borrell m.fl., SPB Academic Publishing, Haag, Nederlandene, s. 59-64.

WHO (1987). *Air Quality Guidelines for Europe*. Regional Publications, European Series No 23. Verdenssundhedsorganisationen, København.

WHO (1995). *Update and revision of the Air Quality Guidelines for Europe*. Meeting of the Working Group "Classical" Air Pollutants. Verdenssundhedsorganisationen, København.

WHO (1996a). *Update and revision of the WHO air quality guidelines for Europe*. Classical air pollutants; ozone and other photochemical oxidants. European Centre for Environment and Health, Bilthoven, Nederlandene.

WHO (1996b). *Update and revision of the WHO air quality guidelines for Europe*. Ecotoxic effects, ozone effects on vegetation. European Centre for Environment and Health, Bilthoven, Nederlandene.

## 6. Kemikalier

[In margin: Hovedkonklusioner]

Siden offentliggørelsen af *Dobris*-rapporten er den kemiske industri i Vesteuropa vokset støt, og produktionen er siden 1993 vokset hurtigere end BNP. Produktionen i CØE-landene og NIS er siden 1989 faldet markant i takt med faldet i BNP. Siden 1993 er produktionen dog igen steget i nogle af disse lande. Nettoresultatet er en stigning i kemikaliers økonomiske betydning i Europa som helhed.

Der foreligger kun sparsomme emissionsdata, men kemikalier findes i alle miljøer, herunder også i dyre- og menneskevæv. I "Fortegnelse over kemiske stoffer, der findes på fællesskabsmarkedet" er opført over 100 000 kemiske forbindelser. Der hersker imidlertid stadigvæk usikkerhed om farligheden af mange af disse kemikalier på grund af manglende viden om koncentrationerne og om, hvorledes deres transport gennem og ophobning i miljøet påvirker mennesker og andre former for liv.

Dog findes der oplysninger om f.eks. tungmetaller og persistente organiske forbindelser (POP'er). Selv om udledningerne af nogle af disse stoffer er faldende, giver koncentrationerne i miljøet imidlertid stadig anledning til bekymring, navnlig i visse stærkt forurenede områder samt dræn som f.eks. Ishavet og Østersøen. Selv om der er ved at ske en udfasning af nogle af de velkendte POP'er, produceres der stadig store mængder af mange andre stoffer med lignende egenskaber.

Der er i den senere tid også opstået bekymring omkring de såkaldte endokrint hormonforstyrrende stoffer (POP'er og visse organiske metalforbindelser), især som en mulig årsag til reproduktionsforstyrrelser hos dyr og mennesker. Der findes eksempler på en sådan påvirkning af havdyr, men der har ikke hidtil været tilstrækkeligt belæg for at fastslå en årsagsforbindelse mellem disse kemikalier og påvirkning af menneskers reproduktionsevne. Sådanne forstyrrelser kan også skyldes forhold som f.eks. ændret livsstil og nye beklædningsvaner samt kemikalieforekomster i miljøet.

På grund af vanskelighederne og omkostningerne ved at vurdere toksiciteten af det store antal potentielt farlige kemikalier, der findes på markedet, og især kemikalier med mulige reproduktionsmæssige og neurotoksikologiske virkninger, tager nogle af de nuværende kontrolstrategier - som f.eks. den, der er valgt i OSPAR-konventionen om beskyttelse af Nordsøen - sigte på at reducere kemikaliebelastningen af miljøet gennem total afskaffelse eller begrænsning af anvendelsen og udledningen af kemikalier. UNECE forventes i 1998 at forelægge to nye protokoller om udledning i luften af tre tungmetaller og seksten POP'er under konventionen om grænseoverskridende luftforurening over store afstande.

Siden *Dobris*-rapporten blev udarbejdet, er der iværksat en række nye nationale og internationale foranstaltninger til begrænsning af kemikaliers potentielle miljøvirkninger, herunder frivillig begrænsning, afgifter på bestemte kemikalier og offentlig adgang til oplysninger som dem, der er indeholdt i den amerikanske Toxic Release Inventory (fortegnelse over markedsførte giftige stoffer), med hjemmel i bl.a. EU's direktiv om integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening. Der er i alle dele af Europa behov for yderligere instrumenter af denne type.

### 6.1. Indledning

Siden den industrielle revolution begyndte, er der skabt et stort antal nye kemiske forbindelser ved kemisk syntese på laboratorier. Den kemiske industri har også fremstillet nye kemiske forbindelser, undertiden i meget store mængder. Mange af disse kemiske forbindelser indgår i en lang række færdigvarer og andre produkter.

Det vides ikke, hvor mange kemiske stoffer der er i brug. I 1981 blev industrien i EU imidlertid anmodet om at klarlægge, hvilke stoffer der på det tidspunkt fandtes på markedet. Resultatet af dette arbejde er "Fortegnelsen over kemiske stoffer, der findes på fællesskabsmarkedet" (EINECS), som indeholder 100 116 kemiske forbindelser. Hvor mange af disse, der markedsføres i dag, er et åbent spørgsmål. Det anslås, at tallet ligger mellem 20 000 og 70 000 (Teknologirådet,



1996). Hvert år kommer der flere hundrede nye stoffer på markedet.

En væsentlig del af de brugte kemikalier finder vej ind i millioner af konsumvarer og andre produkter og videre ud i miljøet. Mange af disse er eller kan være til fare for miljøet og menneskers sundhed.

Nogle af de mere dramatiske farer ved fremstillingen og brugen af kemikalier, såsom eksplosioner, brande og akutte forgiftninger, er velkendte (kapitel 13). Det samme gælder en del af problemerne omkring udledning af kemikalier i vand (kapitel 9 og 10), luft (kapitel 2, 3, 4, 5 og 12) og jord (kapitel 11) samt omkring deres bortskaffelse (kapitel 7). For et begrænset antal kemikalier er der et rimeligt kendskab til kroniske (langtids-) sundhedsmæssige følger for de ansatte i industrien og i visse andre erhverv. Vor viden om de eventuelle menneskelige og økologiske konsekvenser af spredning af kemikalier gennem miljøet er dog for de fleste af kemikalierne vedkommende begrænset.

Siden offentligheden i 1970'erne for alvor fik øjnene op for kemikalierne miljøskadelige virkninger, er man begyndt at forske i nye emner, og politikerne og forskerne har ændret holdning til væsentlige spørgsmål. Tabel 6.1 giver en oversigt over nogle af disse ændringer. En af de største forskelle i forhold til 1970'erne er den øgede interesse for konsumvarer, bl.a. fødevarer, hvorigennem de fleste mennesker kommer i berøring med farlige stoffer.

I dette kapitel behandles de emner, man især interesserer sig for i 1990'erne, ligesom de fire overordnede spørgsmål i denne rapport søges besvaret:

1. Hvad er tendensen i Europa for produktionen af kemikalier?
2. Hvorledes spredes og ophobes kemikalier i miljøet?
3. Hvorledes indvirker kemikalier på mennesker og miljø?
4. Hvorledes skal der reageres over for disse virkninger?

Emnet for kapitlet er bredt og dækker såvel fremstillingen af kemikalier som forbrugernes berøring med disse. Der er til illustration af problemerne og løsningen heraf valgt to grupper af farlige stoffer – tungmetaller og persistente organiske forbindelser.

---

**Tabel 6.1 Forskning i og holdninger til den kemiske forurening: 1970'erne-1990'erne**

---

1970'erne	1990'erne
enkeltmedier (især luft og overfladevand)	multimedier (inkl. jord, sediment og grundvand)
punktkilder til forurening som f.eks. skorstene	diffuse kilder som f.eks. landbrug, produkter, varer
omgivende koncentrationer	samlet eksponering via fødevarer, luft, vand, jord og produkter
arbejds miljø	forbrugersundhed, økosystemernes sundhed
lokalt/regionalt fokus	internationalt/globalt fokus

---



begrænset, ikke-kvantificeret økonomisk skade	stor, kvantificerbar økonomisk skade
indsats over for enkelt effekter som f.eks. leukæmi	indsats over for multieffekter, som f.eks. konsekvenser for forplantningen
indsats over for enkeltstoffer	indsats over for flere stoffer/blandinger
“helbredelse” i stedet for “forebyggelse” (“end-of-pipe approach”)	ren produktion og integreret forureningsbekæmpelse, vurdering af livscyklus
etikettering og brugsanvisninger	underretning af offentligheden ved udslip og overførsler
produktionsprocesser	processer & produkter
"sælg-og-glem" kemiske "produkter"	produktstyring; kemiske "tjenesteydelser"
specifikke regler	"rammebestemmelser", afgifter, frivillige aftaler, "Responsible Care"-program osv.

**Kilde:** EEA's udvidede udgave af tabel 3, s. 248 i Van Leeuwen m.fl. (1996).

## 6.2. Tendenser i produktionen

Siden 1945 har den kemiske industri på globalt plan haft en meget stor stigning i produktionen, som nåede op på over 400 millioner tons i 1995. I 1994 skønnedes den globale omsætning at ligge på 1 540 mia. US\$, hvoraf USA, Japan og Tyskland tegnede sig for halvdelen. Europa er det største kemikalieproducerende område i verden og bidrager med 38% af den samlede omsætning af kemikalier (Vesteuropa: 33%) tæt fulgt af Asien og Stillehavsområdet inklusive Japan (31%) (UNECE, 1997).

I 1996 eksporterede Europa kemikalier til en værdi af 54,3 mia. ECU: 19,5 mia. til Asien, 5,7 mio. til Japan, 14,3 mia. til USA, 5,9 mia. til Latinamerika og 8,9 mia. til Østeuropa. Europa importerede i 1996 kemikalier for 22 mia. ECU (CEFIC, 1997). Historisk set har væksten i den kemiske industri indtil 1993 fulgt stigningen i BNP. Herefter har væksten i den kemiske industri været større end stigningen i BNP (figur 6.1).

CØE-landene har ikke haft del i denne vækst. Disse lande oplevede betydelige fald såvel i BNP (35% fra 1989 til 1995) som i den kemiske produktion. Siden 1993 er den kemiske produktion dog vokset i flere af disse lande som f.eks. Bulgarien, Estland, Kroatien, Polen, Slovenien, Tjekkiet og Ungarn.

Hovedaftagerne af kemiske produkter er både den kemiske industri selv og andre former for fremstillingsindustri, især gummi- og plastindustrien, servicesektoren og konsumvaresektoren (figur 6.2).

Hoveddrivkraften bag denne vækst i den kemiske industri er dels opfyldelsen af efterspørgslen efter det sidste nye inden for konsumvarer, hvori der ofte indgår innovative kemikalier, dels behovet for at udnytte og finde markeder for olieindustriens produkter og biprodukter. Olieindustrien drives så igen frem af den voksende efterspørgsel efter brændstoffer. Som eksempel kan nævnes, at et typisk olieraffinaderi, som behandler ca. 2,5 millioner tons olie om året, hvert år producerer mange tusinde kg biprodukter som f.eks. benzen, ethylen og propylen, som aftages af den kemiske industri (Friedlander, 1994). Chlor, et biprodukt fra produktionen af kaustisk soda, og cadmium, et biprodukt fra zinkproduktionen, er på samme måde kemiske stoffer, der har stor betydning for forædlingsindustrien.

Da en stor del af de kemiske produkter er biprodukter fra anden produktion, kan miljøproblemerne kun løses tilfredsstillende gennem en helhedsvurdering af konsekvenser og modforholdsregler. Eksempelvis kan en begrænsning af brugen af et giftigt materiale som cadmium i batterier betyde, enten at der skal findes et nyt marked for cadmium, der som nævnt er et biprodukt af zinkproduktionen, eller at cadmium skal kasseres som affald, hvilket kan være mere miljøskadeligt end cadmiumbatteriet selv (Stigliani og Anderberg, 1994).

## 6.3. Tungmetaller

De mest sundhedsskadelige tungmetaller er cadmium, kviksølv og bly. Cadmium bruges i maling og plast samt i

### Figur 6.1 Kemisk produktion og BNP i Vesteuropa

Indeks

BNP EU (basis 1991=100)

kemisk produktion (basis 1990=100)

Kilde: CEFIC, 1996

### Figur 6.2 Aftagere af kemikalier, 1991

endeligt forbrug

servicesektor

landbrug

tekstil og beklædning

metal-, maskin- og elektroind.  
bygge og anlæg  
biler  
papir  
andre

**Kilde:** CEFIC, 1996

batterier. Kviksølv anvendes af tandlæger og i batterier. Fra en miljømæssig synsvinkel er det især brugen af bly i benzin som et antibankemiddel, der er af interesse. Alle tre stoffer er giftige for mennesker og kan selv på baggrundsniveau have skadelige virkninger. Virkningerne kan forværres som følge af bioakkumulation.

### ***Emission og koncentrationer***

Figur 6.3 viser for 32 europæiske lande skøn over hidtidig og sandsynlig fremtidig emission til luften af visse tungmetaller. Scenarierne for den fremtidige emission forudsætter en gradvis indførelse af den bedste tilgængelige teknologi og en fortsat indsats for at fjerne bly fra benzin. Den nuværende emission af cadmium og bly ligger ca. 65% under niveauet i 1965, hvor den var på sit højeste.

Kviksølvemissionen til luften stammer især fra fyring med kul, cementproduktion og produktion af ikke-jernholdigt metal samt forbrænding af kommunalt ~~akkommunalt~~ indsamlet affald. Batterier, neonrør, kviksølvtermometre og amalgamaffald fra tandlægeklinikker tegner sig for den største del af det kviksølv, der havner på lossepladsen sammen med det kommunalte indsamlede affald i øvrigt (Umweltbundesamt og TNO, 1997). I 1990 blev der skønsmæssigt sluppet i alt 462 tons kviksølv ud i luften (fra det EMEP-område, der er vist på kort 6.1). Heraf kom halvdelen fra energiproduktion og 38% fra industrikilder. Lidt over halvdelen af kviksølvudslippet stammede fra kilder i Vesteuropa, mens ansvaret for resten af udslippet var nogenlunde ligeligt fordelt mellem CØE og NIS. Emissionsmønstrene svarer nogenlunde til befolkningstætheden.

I figur 6.4 vises faldene i blyemissionen som følge af den øgede brug af blyfri benzin (se afsnit 4.6.2, kort 4.7).

Tungmetaller transporteres ofte over landegrænserne, før de ender i jorden, havet eller planter og dyr. Ved bioovervågning af mos har man fundet frem til depositions mønstret for cadmium i Nordeuropa (jf. kort 6.2). Cadmium stammer hovedsagelig fra diffuse kilder og spredes over store afstande. Punktkilderne har generelt mindre betydning for cadmium end for de øvrige tungmetaller. Der er tendens til faldende koncentrationer, jo længere mod nord, man bevæger sig. Dette gælder dog ikke for visse industriområder med store koncentrationer af tungmetaller (Rühling, 1994).

De fleste europæiske floder har en høj koncentration af tungmetaller. I perioden 1991-1993 var de gennemsnitlige cadmiumkoncentrationer ca. 50 gange højere i forurenede floder end i ikke-forurenede floder. Det tilsvarende tal var 9 for bly, 11 for chrom og 4 for kobber (tabel 6.2). Koncentrationerne har siden 1985 generelt været faldende. Faldet i cadmiumkoncentration i visse floder er resultatet af en strammere lovgivning. De reducerede koncentrationer af andre metaller i en række floder skyldes en bedre spildevandsbehandling. Selv i de

**Figur 6.3 Skøn over emissionen til luften af visse tungmetaller i Europa, 1955-2010**

ktons  
bly  
zink  
ktons  
arsenik  
cadmium

**Kilde:** Pacyna, 1996

**Figur 6.4 Fald i emissionen af bly fra benzin, 1990-96**

Norge  
Hviderusland  
Sverige\*  
Finland  
Danmark\*  
Tyskland\*  
Nederlandene  
Slovenien  
Ukraine  
Estland  
Schweiz  
Georgien  
UK\*  
Litauen  
Kroatien  
Bulgarien

**Note:** \* data for ændringer i perioden 1990-1995.

Emissionen i Tyrkiet af bly fra biler blev fordoblet i perioden 1990-96.

**Kilde:** Miljøstyrelsen, Danmark, 1998

floder, hvor situationen er blevet bedre, er koncentrationerne dog stadig ca. fem gange højere end i de ikke-forurenede floder. Det er ikke ganske klart, om de opnåede forbedringer er tilstrækkelige til at redde de berørte økosystemer, fordi det er vanskeligt at fastsætte et niveau, under hvilket der ikke opstår skadelige virkninger (OECD, 1996).

### ***Virkninger***

En del miner, smelterier og industrianlæg har forårsaget en kraftig lokal forurening med tungmetaller. F.eks. har smelterier i det tidligere Sovjetunionen, der blev bygget for omkring 50 år siden, skabt industrielle ørkenområder, hvor stort set al plantevækst inden for en radius på 15 km er ødelagt. Så langt som 200 km fra disse kilder indeholder mos høje koncentrationer af nikkel, kobber og bly. I en radius af 30 km fra de store metalsmelterier i Murmansk kan koncentrationen af kobber og nikkel i overfladevandet ligge et godt stykke over den grænse, der er skadelig for mennesker. Økosystemerne i mindst fem vandområder i Murmansk-regionen er fuldstændig ødelagte.

Der observeres ofte skader på økosystemer forårsaget af tungmetaller omkring smelterier, depoter for mineaffald og andre forurenede arealer. Ofte er det dog vanskeligt at afgøre, om skaderne skyldes forurening eller deposition af tungmetaller.

Der er ikke tilstrækkeligt bevis for, at tungmetaller har ført til ødelæggelser af skovenes økosystemer i større omfang.

#### **Kort 6.1 Emission af kviksølv til luften, 1990**

Emission af kviksølv til luften

1:30 000 000

Emission i tons i EMEP50-netfeltet

**Kilde:** Umweltbundesamt og TNO, 1997

Koncentrationen af bly, cadmium og kviksølv i skovbundens humuslag i halvdelen af Sverige er dog vokset mellem tre og ti gange siden den præindustrielle tidsalder. Koncentrationerne falder i retningen syd til nord (Sveriges Miljøstyrelse, 1993).

Tungmetallers konsekvenser for økosystemerne i ferskvande og kystvande overvåges kun i begrænset omfang. Der er dog observeret en sammenhæng mellem forurenings- og eutrofieringsproblemerne og udledningen af tungmetaller i indre vandveje og kystområder.

**Kort 6.2 Cadmiumindhold i mos i begyndelsen af 1990'erne**

Cadmium i mos

1:30 000 000

Cd i µg/g

over 0,8

0,7-0,8

0,6-0,7

0,5-0,6

0,4-0,5

0,3-0,4

0,2-0,3

0,2-0,3

under 0,2

ikke defineret

**Kilde:** Rühling, 1994

## Kemikalier 115

Et fald i pH-værdien fra 7 til 4 øger udvaskningen af mangan, cadmium og zink med en faktor på omkring 10 (Sveriges Miljøstyrelse, 1993a). Biotilgængeligheden og sedimenteringen af disse metaller i vandområderne afhænger af eutrofieringsgraden.

Endvidere kan høje koncentrationer af tungmetaller forøge belastningerne på plante- og dyrelivet, som kan blive mere sårbart over for smitte.

Koncentrationerne af kviksølv i fisk, især i Skandinavien, ligger på et sundhedsmæssigt uacceptabelt højt niveau. Det anslås, at ca. 40 000 svenske søer indeholder gedder, hvis indhold af kviksølv overstiger det sundhedsrelaterede mål på 0,5 mg/kg. Koncentrationen af kviksølv i fisk er ikke faldende på trods af den voldsomme reduktion i Sveriges egen kviksølvemission. Dette skyldes sandsynligvis dels, at der transporteres kviksølv til Sverige fra andre lande, dels lokal udvaskning (Sveriges Miljøstyrelse, 1993a).

Tributyltin- (TBT-) effekten på østers og snegle er et veldokumenteret eksempel på et giftigt kemikalies indvirkning på marine økosystemer. I 1980'erne opdagede man, at østers i flere områder viste tegn på vækstabnormiteter, bl.a. fortykning af skallen, og at der hos mange hunsnegle blev dannet mandlige kønsorganer. Østers og snegle med disse symptomer levede i nærheden af havne og marinaer. Deres væv indeholdt store koncentrationer af tin, som stammede fra fartøjernes bundmaling. En undersøgelse af omfanget og graden af deformiteter har vist en meget stor TBT-påvirkning langs de britiske kyster (Det Forenede Kongeriges Miljøstyrelse, 1996).

### **Konklusion**

Udledningen af tungmetal er for nedadgående. Årsagen er fjernelsen af bly fra benzin, bedre spildevandsbehandling og bedre forbrændingsanlæg, renere teknologi i metalindustrien og nedsat brug af cadmium og kviksølv i stationære kilder. De diffuse udledninger af cadmium og kviksølv er dog vanskeligere at styre og udgør fortsat et problem. Situationen ville blive væsentlig forbedret, såfremt man i alle lande begyndte at bruge alle de teknikker, der er til rådighed i dag. Virkningerne på de marine økosystemer, risikoen for ophobning i miljøet og de stedvis høje koncentrationer er tegn på, at man fortsat skal være opmærksom på tungmetallers mulige virkninger på menneskers sundhed.

	<u>Cadmium</u>	<u>Bly</u>	<u>Chrom</u>	<u>Kobber</u>
<b>Forholdsvis rene floder</b>				
Finland	0,03	0,1	0,5	0,7
Luxembourg	0,1	5,8	1,0	2,5
Sverige	0,01 - 0,02	0,3	-	1,5-1,9
Schweiz	0,02 <sup>1</sup>	1,3 <sup>3</sup>	0,5 <sup>1</sup>	1,3 <sup>3</sup>
<b>Forholdsvis forurenede floder</b>				
Portugal	5,0 <sup>2</sup>	30 <sup>2</sup>	10 <sup>2</sup>	5,0 <sup>2</sup>



Spanien	1,3	14 <sup>1</sup>	5,0 <sup>1</sup>	5-10 <sup>1</sup>
Polen	0,2	3-9	7,8 <sup>1</sup>	4

1 Data for 1993.

2 Data for 1992.

3 Data for 1994.

**Kilde:** OECD, opdateret 1997

#### 6.4. Persistente organiske forbindelser

Overalt på jorden findes der persistente organiske forbindelser (POP'er – se tabel 6.3). Disse kan ophobe sig i menneskers og dyrs væv, fordi POP'er er meget anvendte stoffer, der spredes dels af vinden og havet, dels gennem deres optagelse i planter og dyr. Nogle POP'er dannes som uønskede biprodukter, som det kan være vanskeligt at identificere og kontrollere. Andre POP'er fremstilles bevidst for at blive anvendt som pesticider eller industrikemikalier. I Vesteuropa har man udfaset produktionen og brugen af nogle af stofferne, som imidlertid stadig produceres og bruges i visse udviklingslande. Stofferne udgør en trussel både for disse landes biosfære og for Europa og Arktis, som udsættes for POP'er gennem samhandelen og den globale spredning.

For at forstå, hvordan POP'erne bevæger sig over lange afstande og på tværs af landegrænser, og hvorledes de ophobes i miljøet, må man vide noget om de regionale og globale klimaforskelle, der bidrager til den "globale destillationsproces". F.eks. er luftens koncentration af DDT og DDE, lindan og andre pesticider ofte større i områder, hvor disse midler kun sjældent bruges, end i tropenerne, hvor midlerne i stor udstrækning bruges til bekæmpelse af skadedyr (Wania og McKay, 1996). Nogle områder fungerer skiftevis som POP-dræn og POP-kilder. F.eks. både deponeres og reemitteres POP'er, afhængig af årstiderne, i Great Lake-området i Nordamerika (CCEC, 1997) og muligvis også i Østersøen.

##### *POP'er i havmiljøet*

På verdensplan er der mange eksempler på høje koncentrationer af POP'er i havmiljøet.

**Tabel 6.3 Nogle af de persistente organiske forbindelser**

<b>Forkortelse</b>	<b>Forbindelse</b>	<b>Anvendelse</b>
PAH	Polycykliske aromatiske kulbrinter	I råolie – fra ufuldstændig forbrænding af brændsel og træ – i creosotholdigt træbeskyttelsesmiddel – i stenkulstjære
PAC	Polycykliske aromatiske forbindelser	Heterocykliske aromatiske forbindelser, PAH-derivater (som f.eks. nitro-, chlor- og brom-PAH)
HAC	Halogeneret alifatisk forbindelse	Flygtige halogenerede opløsningsmidler som tri- og tetrachlorethylen samt EDC-tjære
CP	Chlorparaffin	C10-C30-alkaner med 30-70% chlor
PCB	Polychlorerede biphenyler	Over 200 forskellige stoffer, der bruges til isoleringsvæsker i kondensatorer og transformatorer, kabler, blødgøringsmidler, tilsætningsstoffer til olie og maling, selvkopierende papir og hydraulikvæsker
PBB	Polybromerede biphenyler Diphenyletere	Halvfabrikata til den kemiske industri. Bromerede flammehæmmere.
PCN	(Poly)chlorerede naphthalener	Isoleringsvæsker i kondensatorer, flammehæmmere, tilsætningsstoffer til olie, træbeskyttelsesmidler, pesticider, restprodukter efter forbrænding
PCDE	Polychlorerede diphenyletere	Biprodukter af PCB, PCB-erstatninger, tilsætningsstof til pesticider
PCS	Polychlorerede styrener	Biprodukter fra kemiske processer
PCT	Polychlorerede terphenyler	PCB-erstatninger

ACB	Alkylerede chlorbiphenyler	PCB-erstatninger
PCP	Pentachlorphenol	Svampe- og bakteriebekæmpelsesmidler, træbeskyttelsesmidler
	Chlorguajakoler	Biprodukt fra blegning af papirmasse
PCDD/F	Polychlorerede dibenzo-p-dioxiner/ dibenzofuraner	Over 200 stoffer. Uundgåelige biprodukter fra forskellige kemiske processer, urenheder i PCB-olie og i chlorphenol-produkter (phenoxy-plantebeskyttelsesmidler) forbrændingsprodukter (forbrændingsanlæg), blegning af papirmasse
PAE	Phthalsyreestere (phthalater)	Blødgørere i polymerer (PVC), tilsætningsstoffer til maling, lak, kosmetik, smøremidler
	Organiske metalforbindelser	Især kviksølv, bly og tin, kviksølv i maling, frøbejdsemidler, slimhæmmende midler, bly i benzin, tin i bundmaling til skibe
DDT	4,4'-dichlor-diphenyl-trichlorethan	Insektbekæmpelsesmiddel, der stadig bruges i tropiske udviklingslande
DDE	4,4'-dichlordiphenyl-dichlorethen	Nedbrydningsprodukt fra DDT
HCH	Hexachlorcyclohexan	Insektbekæmpelsesmiddel. Flere persistente isomerer, fra 1%-90% i lindan (gammaisomer).
Cyclodiener	aldrin, endrin, dieldrin, endosulfan, chlordan, heptachlor	Pesticider
PCC	Polychlorerede camphener	Pesticider, f.eks. toxaphen, camphechlor
NPN	Nonylphenol	Stabilt nedbrydningsprodukt fra nonylphenolethoxylater (NPEO) i rengøringsmidler

**Noter:** Brug af pesticiderne DDT (og nedbrydningsproduktet DDE), lindan, aldrin, dieldrin og endrin er forbudt eller begrænset. Der er ligeledes fastsat begrænsninger for brugen af PCB, PBB (hexabrombiphenyl)

PCT, PCP, PCCD/F og PCC. Aldrin, chlordan, DDT, dieldrin, endrin, mirex, pentachlorphenol (PCP), toxaphen, dioxiner, furaner, hexabrombiphenyl, HCB, PAH og PCB samt kortkædede chlorparaffiner er omfattet af POP-protokollen til UNECE's konvention om grænseoverskridende luftforurening over store afstande.

**Kilde:** Sveriges Miljøstyrelse, 1993b

Et af eksemplerne er Nordsøen (Greenpeace, 1993):

- I leveren fra fisk fra den sydlige del af Nordsøen er der fundet høje koncentrationer af organisk chlorerede pesticider og PCB'er. Koncentrationerne synes dog at være faldende. Koncentrationen af PCB-153 i torskelever faldt således fra 1 100 mg/kg i 1987 til 470 mg/kg i 1991.
- PCB-koncentrationerne i ål fra Rhinen og Meuse-floden oversteg tolerancetærsklen for spisefisk. Selv om produktionen af PCB er ophørt, er der endnu ikke observeret fald i koncentrationerne.
- Koncentrationerne af lindan er højest i kystbæltet, der strækker sig fra Sydengland til Norge, men kan spores i hele Nordsøen. Der er registreret lindan-forekomster i sedimenter, især i Skagerrak, hvor koncentrationen er høj.

Sammenligninger af koncentrationerne af forurenende stoffer i spæklaget hos tre sælarter fra Østersøen, Skagerrak, Kattegat og Nordsøen har vist, at PCB-koncentrationen er dobbelt så høj hos spættede sæler fra Østersøen som hos spættede sæler fra Skagerrak. Koncentrationen af sDDT (summen af DDT, DDE og DDD) i sælerne fra Østersøen er omkring fire gange højere end i Skagerrak-sælerne. Ringsæler fra Østersøen har samme koncentration af PCB som de spættede sæler fra Skagerrak, mens koncentrationen af DDT var tre gange større. Gråsælerne fra Østersøen har de højeste koncentrationer af såvel PCB som DDT (figur 6.5). Sammenligninger mellem disse resultater og resultaterne af tidligere undersøgelser viser, at der siden begyndelsen af 1970'erne er sket et markant fald i DDT-koncentrationerne. Såvel DDT- som PCB-koncentrationerne er for ringsælernes vedkommende faldet. Det skal dog bemærkes, at de målte niveauer i den nordøstlige del af Skotland er ti gange lavere end niveauerne i Østersøen (Blomkvist m.fl. 1992).

Koncentrationerne af POP'er i Europas havmiljø vil blive behandlet i kapitel 10, afsnit 10.3.2. Siden 1967 er der foretaget observationer over 40 forskellige steder i Østersøområdet. Observationerne dækker en periode med udstrakt brug af POP'er efterfulgt af en periode med international regulering og foranstaltninger til beskyttelse af miljøet og en genopretningsperiode (Bignert, 1997). Resultaterne af observationerne viser, at mellem 1968 og 1996 faldt koncentrationerne af sDDT i Østersøens dyreliv med ca. 11% om året. Koncentrationen af PCB faldt i et langsommere tempo, sandsynligvis på grund af udsivning af PCB. Figur 6.6 viser de faldende koncentrationer i æg fra de langnæbbede lomvier. Bestandene af flere udryddelsestruede arter – f.eks. odderne i Skandinavien og Arktis – er på vej op igen i takt med de faldende koncentrationer af POP'er i dyrenes fedtvæv (AMAP, 1997).

Akkumuleringsgraden for POP'er i forskellige arter reguleres til dels af "bioakkumulationsprocessen", som afhænger af spisevanerne. Fra mange steder i verden, bl.a. Great Lake-området i Nordamerika (1960'erne) og Østersøen (1970'erne), er der rapporteret bioakkumulering af PCB'er, DDT'er og andre POP'er i fødekæderne. Der er også påvist bioakkumulation af PCB'er og DDT i Europas arktiske pattedyr. Der er fundet meget høje koncentrationer af PCB'er og sDDT i isbjørnen, der er det sidste led i fødekæden (EEA, 1996).

Donau-floden og dens store floddelta er en af de bedste redebygningspladser i verden for en lang

**Figur 6.5 Organiske forurenende stoffer i sælspæk i slutningen af 1980'erne**

Østersøen

Gråsæl

Kalmarsund

(Østersøen)

Østersøen

Spættet sæl

Østersøen

Ringsæl  
Kattegat  
Spættet sæl  
Skagerrak  
Spættet sæl  
NØ-skotske farvande  
Gråsæl

**Kilde:** Blomkvist m.fl., 1992

**Figur 6.6 DDT og PCB i æg fra langnæbbede lomvier, 1969-1995**

$\mu\text{g/g}$  lipid vægt

**Kilde:** Bignert m.fl., opdateret 1997

**Tabel 6.4 Chlorerede kulbrinter i æg fra vandfugle indsamlet ved Donau-flodens delta**

Fødetype	Art	g/g tørvægt	HCB	Lindan	sDDT	PCB	
Primær konsument	Gråand		0,18	0,27	1,27	0,98	
Sekundær konsument (hvirvelløse dyr)	Sort ibis		0,16	0,28	4,00	2,40	
Sekundære konsumenter (hvirvelløse d.+fisk)	Fiskehejre		0,17	0,65	7,35	2,04	
	Nathejre		0,19	0,52	6,25	2,33	
Tertiære konsumenter (fisk)	i floddelta	Dværgskarv	0,47	0,46	19,31	14,95	
		ved overfladen	Hvid pelikan	0,32	1,15	18,75	5,38
		Almindelig skarv	Almindelig skarv	1,30	2,01	59,9	23,6

**Kilde:** Walker og Livingstone, 1992

række vandfuglearter. I en UNDP/UNEP-undersøgelse illustreres bioakkumulationsprocessen i området. Koncentrationerne er mindst hos de primære konsumenter, f.eks. gråand, stiger hos de sekundære konsumenter, der bl.a. spiser fisk, som f.eks. hejrer, og er højest hos de tertiære konsumenter, der udelukkende spiser fisk, f.eks. skarv og pelikan (Walker og Livingstone, 1992) (se tabel 6.4).

### **POP'ers miljøkonsekvenser**

Der findes omfattende data og en udstrakt viden om POP'ernes økotoxikologiske virkninger. I tabel 6.5 er vist en oversigt over disse virkninger, som navnlig er observeret i Østersøens afvandingsområde.

Den væsentligste af de dokumenterede virkninger er sandsynligvis virkningen på reproduktionsevnen. I rapporten fra den svenske Miljøstyrelse gives en oversigt over reproduktionsforstyrrelser hos nogle fiskearter i Østersøområdet. Der er også mistanke om en sammenhæng mellem POP'er og reproduktionsforstyrrelserne hos fugle og havpattedyr som f.eks. sæler og delfiner, som er de sidste led i den marine fødekæde. Et eksempel på sådanne forstyrrelser er indsnævring af livmoderen hos sæler, som man mener skyldes giftpåvirkning. Antallet af sæler med denne sygdom voksede markant mellem 1965 og 1979, hvorefter antallet faldt igen (figur 6.7). En tilsvarende effekt er observeret blandt gråsæler i den forurenede del af Det Irse Hav (Baker, 1989) og i vadehavet ud for Nederlandene (Reijnders, 1986).

I 1990 og 1991 blev der observeret stor dødelighed blandt de sribede delfiner i Middelhavet. Dyrene døde af en virusinfektion, men dødeligheden blev også sat i forbindelse med ekstremt høje PCB-koncentrationer i dyrenes spæk og lever, idet PCB'erne sandsynligvis gjorde dyrene mindre modstandsdygtige over for virusinfektioner og eksterne parasitter (Aguilar og Borrell 1994, Borrell m.fl., 1996).

En overvågning af embryoer hos bundfisk i Nordsøen har i den indre del af Tyske Bugt afsløret misdannelser hos 30% af embryoerne. Tallet falder til 9% hos bundfisk i nærheden af kysten, men stiger igen til 31% ved den fjerntliggende Dogger Banke, som åbenbart fungerer som dræn for menneskeskabte stoffer (Stebbing m.fl., 1992).

**Figur 6.7 Tilfælde af indsnævring af livmoderen hos sæler i Østersøen, 1965-95**

procentdel af alle hunsæler i aldersgruppen

Hunsælens alder

5-10 år

11-20 år

over 20 år

**Kilde:** Helle, 1997



**Tabel 6.5 Økologiske virkninger og mulige sygdomsfremkaldende stoffer**

Årsagsforbindelsen er bedømt efter skalaen: 1 = ingen observeret forbindelse, 2 = formodet forbindelse, 3 = svag forbindelse, 4 = klar forbindelse, 5 = signifikant forbindelse.

Observation/virkning	Følsomme arter	Stof	Årsagsforbindelse
<i>Stor skala</i>			
Tyndere æggeskal	lomvie, ørn, fiskeørn, vandrefalk	DDT	5
Reproduktion	sæl, odder	PCB	4
Deformation af skelet	gråsæl	DDT, PCB	2
Patologiske ændringer	sæl	PCB, DDT metabolitter	3
Reproduktion	mink	PCB	5
Reproduktionsforstyrrelser fiskeørn		DDT, PCB	4-5
Reproduktionsforstyrrelser ørn		DDT, PCB	2-3
Reproduktion (M74)	laks	chlorerede stoffer	2
<i>Stor skala - papirindustri</i>			
Induktion af stofskifteenzymmer	aborre	chloreret/ uchloreret organisk blanding/ PCCD/F	3
<i>Lokal/regional skala - papirindustri</i>			

Induktion af stofskiftesystemer	aborre	chloreret/ uchloreret organisk blanding/ PCCD/F	3-4
---------------------------------	--------	--	-----

---

Deformeret rygsøjle	hornulk	chloreret/ uchloreret organisk blanding/	3-4
---------------------	---------	--	-----

---

*Lokal skala – skovindustri*

---

Induktion af stofskifteenzymmer	aborre	chloreret/ uchloreret organisk blanding/ PCCD/F	4-5
---------------------------------	--------	--	-----

---

Deformeret rygsøjle	hornulk	chloreret/ uchloreret organisk blanding	4-5
---------------------	---------	---	-----

---

Skader på larver	havmusling	chloreret/ uchloreret organisk blanding	3
------------------	------------	---	---

---

**Kilde:** Sveriges Miljøstyrelse, 1996

***POP'er i modermælk***

En del POP'er som PCB, DDT og dioxiner ophobes i menneskers fedtvæv og udskilles især gennem modermælken. Stoffer som f.eks. polychlorerede dibenzo-p-dioxiner (PCDD) og dibenzofuraner (PCDF) er yderst giftige for pattedyr og kan derfor være til stor skade for brystbørn. Af en WHO-undersøgelse fremgår det, at der generelt ikke er sket nogen stigning i PCDD- og PCDF-koncentrationerne i modermælk fra mennesker. I nogle lande er niveauet faldet, visse steder med helt op til 50% i forhold til 1988 (figur 6.8).

Koncentrationerne af forurenende stoffer varierer såvel fra land til land som over tid. Nogle af de registrerede variationer skyldes forskelle i prøveudtagnings- og analysemetoder. Andre faktorer er bl.a. fedtindholdet i mælk,

moderens alder, kostvaner og beskæftigelse. Koncentrationen af POP'er er ti gange højere i modermælk fra mennesker end i komælk eller mælkeerstatninger. Figur 6.9 viser for Europa det gennemsnitlige indhold af DDT+DDE i modermælkenes fedtindhold. Koncentrationerne af DDT er typisk højere i prøver fra lande, hvor man enten stadig bruger eller indtil for nylig har brugt persistente pesticider (Jensen, 1996).

Dioxiner hører til en gruppe stoffer, som kan være årsag til flere skader. Hos visse befolkningsgrupper overstiger kroppens baggrundsindhold af dioxiner det niveau, hvor der er observeret udviklings- og reproduktionsskader samt påvirkning af nervesystemet. På baggrund af resultaterne af WHO-undersøgelsen bør amning af børn dog stadig anbefales, idet amning overordnet betraget har en gunstig indflydelse på spædbørns sundhed og udvikling.

### **Konklusion**

Selv om der er mange indikationer på, at udledningerne af en række POP'er er aftaget i takt med den generelle nedskæring i produktionen og forbruget, foreligger der imidlertid ingen paneuropæiske data, der kan bekræfte indikationerne. Først for nylig er man blevet færdig med at udarbejde en oversigt over 1990-emissionen af PCB til luften. Kort 6.1 er udarbejdet på grundlag af denne oversigt. Af den samlede emission af PCB (for det EMEP-område, der er vist på kortet) på 119 tons stammede 80% fra kilder i Vesteuropa. 94% af den samlede emission kan sættes i forbindelse med elektrisk udstyr. Der foreligger ingen data om udledningerne til vand.

I det meste af Arktis, Østersøområdet samt i andre områder findes endnu rester fra den tidligere brug af POP'er på verdensplan. Mellem 1948 og 1993 blev der i verden som helhed brugt 2,6 mio. tons DDT. Der blev gjort udstrakt brug af PCB'er i transformere og kondensatorer ved militære radarstationer og feltkraftværker, hvorfra PCB-væsker blev dumpet i miljøet. Andre nu historiske kilder er bl.a. blæk i transformere, hydraulik- og borevæske fra miner og olieplatforme samt lossepladser, hvor der er deponeret PCB-holdigt affald (AMAP, 1997). POP'ernes fortsatte tilstedeværelse i miljøet understreger således, at det fortsat er nødvendigt at være opmærksom på problemet (se afsnit 6.5).

### **6.5. Kemikaliers indvirkning på menneskers sundhed**

Tungmetaller og miljøfremmede stoffer Menneskeskabte kemikalier er til stede i lave koncentrationer overalt i miljøet, men bortset fra nogle

#### **Figur 6.8 Koncentrationer af dioxin i modermælk, 1988/93**

Belgien - Liège  
 Belgien - Bruxelles  
 Nederlandene - 17 individ. prøver  
 Finland - Helsinki  
 Belgien - Brabant Wallon  
 UK - Birmingham  
 Tyskland - Berlin  
 UK - Glasgow  
 Danmark - 7 forskellige byer  
 Kroatien - Zagreb  
 Norge - Skien/Porsgrunn  
 Finland - Kuopio  
 Østrig - Tulln  
 Østrig - Wien  
 Norge - Tromsø  
 Norge - Hamar  
 Ungarn - Budapest  
 Kroatien - Krk  
 Ungarn - Szentes

**Kilde:** WHO,1996

**Figur 6.9 Gennemsnitlig forekomst i Europa af DDT+DDE i fedt i modermælk**

Tyrkiet 1987  
Italien 1984  
Frankrig 1980  
Tjekkiet 1989  
Polen 1986  
Kroatien 1991  
Tyskland 1986  
Norge 1988  
Nederlandene 1988  
Finland 1988  
Danmark 1987  
Spanien 1991  
Sverige 1988

ppm

**Note:** I parentes er vist, fra hvor mange personer der er taget prøver.

**Kilde:** Jensen, 1996

**Kort 6.3 PCB-emission til luften, 1990**

PCB-emission til luften

1:30 000 000

emission i tons i EMEP50-netfeltet

**Kilde:** Umweltbundesamt og TNO, 1997

arbejdsbetingede eksponeringer og uheldsbetingede udslip er det meget vanskeligt at identificere de eventuelle konsekvenser for menneskers sundhed. Dette skyldes især, at mennesker er udsat for mange forskellige stoffer og nedbrydningsprodukter via adskillige medier (luft, vand, mad, andre forbrugerprodukter osv.). De sundhedsmæssige virkninger kan også skyldes eksponering for naturlige stoffer i miljøet. Endvidere er der ofte store "huller", både tidsmæssigt og videnskæssigt, fra tidpunktet for *eksponeringen* for kemikalier til *observationerne* af eventuelle skadelige virkninger og etableringen af en *årsagsforbindelse* (box 6.1).

Stofskiftesystemet hos mennesker bevirker, at kemiske forurenende stoffer kan transporteres rundt i hele kroppen. Men den kemiske belastning er især koncentreret om:

- *leveren*, hvor komplekse enzymsystemer søger at afgifte stofferne, men hvor der også samtidig af stoffer som f.eks. PAH'er kan dannes meget reaktive og kræftfremkaldende frie radikaler;
- *cellemembranerne*, hvor der ophobes lipofile (fedtopløselige) stoffer, der hæmmer celledfunktionerne;
- det *hormonale system*, der aktiverer kroppens regulatorer via endokriner og andre mekanismer såsom det reproduktive system;

**Box 6.1: Association og kausalitet**

Undertiden er det forholdsvis let at påvise en forbindelse mellem et mål for sundhedstilstanden som f.eks. antallet af hospitalsindlæggelser pr. dag og en mulig årsag til disse som f.eks. variationen fra dag til dag i koncentrationerne af luftforurenende stoffer. Der er udarbejdet en række retningslinjer/tests, der kan benyttes ved vurderingen af, om der er en årsagsforbindelse. Disse omfatter en bedømmelse af konsekvensen og sammenhængen mellem de forskellige undersøgelsesresultater og "dosis-respons-forholdet" mellem årsag og virkning. Herudover undersøges det, om rækkefølgen af begivenhederne giver mening, dvs. om årsagen kommer før virkningen.

Det kan være meget vanskeligt at bevise, at der er en årsagsforbindelse, men ud fra disse og andre kriterier vil det ofte være muligt at foretage en sagkyndig vurdering af sandsynligheden herfor. Når virkningerne efter alt at dømme vil være alvorlige og/eller irreversible, kan selv et lavt bevisniveau, som ved "forsigtighedsprincippet", være nok til at retfærdiggøre en indsats for at fjerne eller reducere de sandsynlige årsager. (WHO ECEH & EEA, 1996)

**Box 6.2: Miljømæssige virkninger på sundheden**

Nedenstående oversigt over de sundhedsvirkninger, der kan forbindes med bestemte kemikalier eller forurenende stoffer, bygger på mekanistisk toksikologisk forskning og miljøepidemiologi, ofte ved høje eksponeringer. Graden af sandsynlighed varierer lige fra de velkendte årsagsforbindelser mellem stråling og cancer til associationer med hensyn til følsomhed over for kemikalier. Tabellen viser ligeledes, at det er nødvendigt både at vurdere et kemikalies bidrag til en sundhedspåvirkning eller sygdom og at sammenligne dette bidrag med andre kausative faktorer og beregne bidraget fra forskellige eksponeringsveje. De fleste skadelige virkninger skyldes et samspil af mange årsager, som f.eks. genetik, livsstil, stråling, kostvaner, medicin, kemikalier (menneskeskabte og naturlige), rygning og luftforurening, både indendørs og udendørs. Endelig er det vigtigt at se på de følsomme grupper såsom ældre, børn og syge.

Sundhedsvirkning	Følsom gruppe	Vigtigste kemikalier/forurenende stoffer
<i>Cancer</i>	især ældre og børn (leukæmi)	asbest PAH nitro-PAH benzen visse metaller radon naturlige toksiner hormonforstyrrende stoffer
<i>Hjerte-kar-sygdomme</i>	især ældre	kulilte arsenik bly cadmium kobalt
<i>Åndedrætssygdomme</i>	børn, astmatikere	inhalerbare partikler svovldioxid kvælstofdioxid

		ozon kulbrinter opløsningsmidler terpener
<i>Allergi og overfølsomhed</i>	børn	partikler ozon nikkel chrom
<i>Reproduktion</i>	fostre, unge	PCB DDT phthalater bly kviksølv andre hormonforstyrrende stoffer
<i>Forstyrrelser i nervesystemet</i>	fostre, børn	methylkviksølv bly mangan aluminium organiske opløsningsmidler
<i>Osteoporose</i>	ældre	bly cadmium aluminium selen
<i>Kemisk følsomhed</i>	30-40'erne?, kvinder?	opløsningsmidler?, pesticider?, medicin?

**Kilde:** EEA på grundlag af den svenske Miljøstyrelses rapport om miljø og folkesundhed; WHO Concern for tomorrow; Environmentally-mediated intellectual decline, Cambridge University, 1996; samt Environmental Health Perspectives Supplement Chemical Sensitivity, opdateret 1997

## Kemikalier 123

- *immunsystemet*, som forsvarer kroppen mod udefra kommende angreb, og som kan overreagere med allergiske reaktioner til følge.

Virkninger på menneskers sundhed, som kan være forårsaget af eller forværret af kemikaliefurening, omfatter cancer, hjerte-kar-sygdomme, luftvejssygdomme, allergi og overfølsomhed, reproduktionsforstyrrelser, osteoporose samt ledelser i det centrale og perifere nervesystem. Oversigten i box 6.2 viser noget af den viden, man i dag er i besiddelse af om følsomme grupper, årsagsmæssige og miljømæssige faktorer samt de kemiske stoffer, som kan påvirke den menneskelige sundhed.

Gennem de sidste årtier er der sket en stigning i antallet af luftvejssygdomme og allergitilfælde i Europa, især astma, bronkitis, emfysem og rhinitis. Kemisk forurening særlig fra luften er blevet nævnt som en mulig årsag hertil (E-K, KOM( 97) 266 endelig udg.).

I mange lande er der set stigende forekomster af testikelcancer og brystcancer, ligesom der ved flere undersøgelser i industrilandene er observeret en faldende sædkvalitet hos mænd. Årsagerne til disse tendenser er stort set ukendte, men skal formentlig søges i ændringer såvel i miljø som i livsstil (EU, WHO-ECEH og EEA, 1996, *Weybridge*-rapporten – se box 6.3). Af forurenende stoffer, der kan påvirke reproduktionsevne og afkom, kan nævnes metaller (bly og methylkviksølv), opløsningsmidler, pesticider, PCB og DDT samt andre stoffer, der via moderkagen udskilles i modermælken. Disse stoffer kan påvirke den psykiske og fysiske udvikling samt fostrets og barnets vækst. Ligeledes er der muligvis forbindelse mellem ændringer i voksne mænds reproduktionsevne og eksponering for kemikalier med hormonforstyrrende egenskaber i det tidlige fosterstadiet. Flere undersøgelser af dyr har vist virkninger på disses reproduktive sundhed, som har sammenhæng med, at dyrene har været udsat for hormonforstyrrende stoffer som f.eks. visse PCB'er.

De neurotoksikologiske virkninger giver også anledning til voksende bekymring. Imidlertid er risikovurderingerne og modelberegningerne i dag ikke fyldestgørende nok til at afdække risiciene ved eksponering for neurotoksiske stoffer (National Research Council, 1992). Oplysninger fra Polen, Tjekkiet og byer i det tidligere Sovjetunionen tyder på, at der er flere børn med behov for specialundervisning og mentalt retarderede børn i forurenede områder end i landdistrikter (Global Environmental Change Programme,



### **Box 6.3: Weybridge-rapporten**

EEA har sammenfattet resultaterne fra *Report from the European Workshop on the Impact of Endocrine Disrupters on Human Health and Wildlife* (Weybridge-rapporten) således:

Den stigende tendens til faldende reproduktionsevne hos dyr og mennesker giver anledning til voksende bekymring. Visse stoffer er blevet udpeget som mulige årsager til stigningen, men der er stadig stor usikkerhed omkring årsagerne til den dårlige reproduktive sundhed.

Hovedkonklusionerne er følgende:

- Der er tilstrækkelige beviser på en stigende forekomst af testikelcancer.
- Den tilsyneladende faldende sædmængde hos mænd i visse lande er formentlig reel og ikke blot en følge af, at der er forskel på de anvendte målemetoder.
- Det er ikke tilstrækkelig bevist, at man definitivt kan fastslå, at der er en årsagsforbindelse mellem sundhedsvirkninger på mennesker og eksponering for kemikalier.
- Eksponering for hormonforstyrrende stoffer sker normalt igennem indtagelse af føde og, i mindre grad, vand. Dette gælder for terrestriske dyr, fugle og pattedyr, herunder mennesker.
- Sammenlignet med situationen i USA er der i EU kun få tilfælde af reproduktive forstyrrelser hos dyr, der med sikkerhed kan sættes i forbindelse med hormonforstyrrende stoffer.
- Der er dog i EU påvist nogle tilfælde, hvor endokrine eller reproduktive skader i fugle og pattedyr har været sammenfaldende med høje koncentrationer af menneskeskabte stoffer, som i visse tests har vist sig at have hormonforstyrrende egenskaber.
- Den store usikkerhed og hullerne i den eksisterende viden kan begrænses gennem øget forskningsindsats og overvågning af eksponering og virkningerne heraf hos dyr og mennesker.
- De nuværende økotoxikologiske tests, undersøgelser og risikovurderinger er ikke designet til at afsløre hormonforstyrrende aktiviteter.
- I mellemtiden bør man overveje at bruge "forsigtighedsprincippet" og mindske menneskers og dyrs eksponering for hormonforstyrrende stoffer.

**Kilde:** Weybridge-rapporten, 1996

1997). Dyreundersøgelser tyder på, at lavdosiseksponering (dvs. doser, der ikke påvirker voksne dyr) af nyfødte dyr for miljøaktive stoffer under den hurtige udvikling af den neonatale hjerne kan føre til uoprettelige ændringer i hjernefunktionen hos det voksne dyr samt forstærke virkningerne hos det voksne dyr af et giftstof indtaget lige efter fødslen (Eriksson, 1992). Som det er tilfældet med mange andre sundhedsmæssige virkninger står det klart, at der er flere mulige årsager til disse virkninger. Eksempelvis øger jernmangel neurotoksiciteten i visse stoffer såsom bly (Williams, C. 1997).

## 6.6. Modforholdsregler og muligheder

De allestedsnærværende kemikalier og kemikaliernes forskellige indvirkninger på mennesker og miljø har ført til mange modforholdsregler. Oprindeligt var politikken på kemikalieområdet rettet mod virkningerne af akut forurening og eksplosioner fra stationære kilder. Senere blev opmærksomheden rettet mod kronisk forurening og andre risici fra diffuse kilder og transport. Resultatet er, at der i dag på EU-plan findes mere end et dusin nøgledirektiver om kemikaliekontrol. Tabel 6.6 indeholder en liste over de vigtigste af disse direktiver. Direktiverne gennemføres i og suppleres af national lovgivning. F.eks. viser en gennemgang af Det Forenede Kongeriges lovgivning om kontrol med kemikalier (ekskl. lægemidler og giftstoffer), at der er vedtaget 25 relevante love, som overvåges af syv regeringsorganer. Lovene er suppleret med over 50 regelsæt. Mønsteret i denne politik går igen i mange EU-lande (Haigh, IEEP, 1995).

Der er forskel på, hvor konsekvent disse regler overholdes og håndhæves. Dette skyldes bl.a., at der i en del tilfælde er vanskeligheder med at fastlægge, hvorledes man skal sikre overholdelsen. Det er for nylig blevet undersøgt, hvorledes direktivet om anmeldelse af nye stoffer ("NONS-projektet", 1996) overholdes. Det fremgår, at der i f.eks. farvestofindustrien – en meget konkurrencepræget industri, som indebærer brug af mange innovative og potentielt farlige kemikalier – anvendes mange nye stoffer, som hverken er anmeldt eller identificeret. Brugen af stofferne registreres ikke ordentligt, ligesom mærkningen i en del tilfælde er utilstrækkelig. Ca. 45% af de 96 undersøgte virksomheder overholdt ikke direktivet.

### *Risikovurdering og toksicitetsundersøgelse*

EU's nuværende politik omkring risikovurdering og risikostyring af kemikalier bygger på princippet om, at der bør fokuseres på de kemikalier, der udgør en væsentlig risiko for mennesker og miljø, og for hvilke der derfor kræves passende screening-foranstaltninger. EU og medlemsstaterne deler arbejdet med risikovurderingerne mellem sig. Vurderingerne kræver en omfattende og ikke altid tilgængelig dokumentation. Tabel 6.7 viser, hvor mange data der foreligger for de ca. 2 500 "højvolumenkemikalier", der er ved at blive vurderet af Det Europæiske Kemikaliekontor (ECB).

Det går kun langsomt fremad med risikovurderingen og toksicitetstesten, hvilket er forståeligt opgavens omfang og art taget i betragtning. I juni 1995 havde Det Europæiske Kemikaliekontor ca. 10 750 disketter med data om 2 500 "højvolumenstoffer". Det forventes, at der i juni 1998 vil være indsamlet oplysninger om yderligere 10 000 stoffer, som produceres eller importeres i EU i mængder på over 10 tons om året. Der vil imidlertid gå lang tid, før risikovurderingen er færdig og de internationale aftaler om disse stoffer indgået. Under risikovurderingsprogrammet for eksisterende stoffer i EU var der i december 1997 foretaget tekniske vurderinger af ti stoffer, mens 52 stoffer stadig var ved at blive undersøgt.

Arbejdet med pesticider, kosmetik, tilsætningsstoffer til levnedsmidler samt lægemidler (en gruppe bestående af ca. 20 000 kemikalier) skrider noget hurtigere frem. Siden direktiv 91/414 om brug, markedsføring og registrering af plantebeskyttelsesmidler trådte i kraft i 1993, er der ikke blevet optaget noget *nyt* aktivt stof i bilag 1-fortegnelsen og dermed heller ikke i EU's positivliste. Endvidere har man ikke afsluttet gennemgangen af *eksisterende* aktive stoffer i henhold til det officielle 12-årsprogram, der er under gennemførelse for de første 90 eksisterende aktive ingredienser.

Det haster med at få lukket disse huller i dokumentationen, og det er meget omkostningskrævende. Omkostningerne vil således svinge fra 100 000 ECU for tilvejebringelse af basisoplysninger til gennemsnitlig

5 mio. ECU for en fuldstændig afprøvning af ét stof og helt op til 15 mio. ECU i de tilfælde, hvor det er nødvendigt med pilotforsøg og overvågning (Teknologirådet, 1997).

Effektiviteten af prøverne er også genstand for undersøgelse. Mange af de skadelige virkninger, der er ved at blive testet, er dog ikke nødvendigvis dem, der volder størst bekymring (Johnston m.fl. 1996).

***Initiativer til begrænsning af virkninger***

Kemikaliers virkninger kan reduceres ved en indsats på forskellige stadier af kemikaliernes vej gennem miljøet. Den manglende

viden om toksicitet er sammen med de langsomme fremskridt i risikovurderingerne (som normalt skal være afsluttede, før der kan aftales risikobegrænsende foranstaltninger) årsagen til, at der er indført foranstaltninger, som i stigende grad fokuserer på en generel *forebyggelse*, der skal forhindre brug af og eksponering for farlige kemikalier, i stedet for detaljeret *kontrol* med brug og bortskaffelse af kemikalierne. Der fokuseres også i stigende grad på de kemiske egenskaber hos grupper af kemikalier som f.eks. persistente og bioakkumulerende kemikalier og ikke på den specifikke toksicitet af de enkelte stoffer.

EU-direktivet om integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening (96/61/EF) er ligesom livscyklusvurderinger og "miljødesign" med til at fremme denne fokusering på forebyggelse "opstrøms" i stedet for bekæmpelse "nedstrøms".

Også i de internationale konventioner anvendes denne model til begrænsning af eksponeringen, hvor "forsigtighedsprincippet" afvejes mod det tidsforbrug, de omkostninger og den usikkerhed, risikovurderinger af enkeltstoffer medfører. De internationale konventioners hovedformål har til en begyndelse været at reducere de kemiske belastninger fra prioriterede stoffer, hvis toksicitet allerede er belyst.

Som eksempel herpå kan nævnes en ministererklæring fra 1990, ifølge hvilken de forskellige regeringer forpligtede sig til inden 1995 at nedbringe tilførslen af 36 giftige kemikalier til Nordsøen via floder og flodmundinger med 50% i forhold til 1985-niveauet. Den samlede tilførsel af dioxiner, kviksølv og cadmium skulle reduceres med 70%. På den fjerde ministerkonference om beskyttelse af Nordsøen, der blev afholdt i 1995 i Esbjerg, forpligtede deltagerne sig til "... at reducere udledninger, udslip til luften og diffuse bidrag af miljøfarlige stoffer for at bringe disse til ophør inden for én generation (25 år) med det endelige mål at opnå koncentrationer i nærheden af baggrundsværdierne for naturligt forekommende stoffer og koncentrationer tæt på nul for menneskeskabte syntetiske stoffer." (Miljøstyrelsen, Danmark, 1995).

I 1979 vedtog UNECE en konvention om grænseoverskridende luftforurening over store afstande (CLRTAP) omfattende Europa, USA og Canada. Konventionen indeholder bestemmelser om bortskaffelse, restriktioner på brug og forbrug, utilsigtet emission og forurening, bortskaffelse af affald samt styring af kemikalier. En CLRTAP-protokol om persistente organiske forbindelser er under udarbejdelse. Protokollen vil bl.a. indeholde en foreløbig liste over 18 stoffer (herunder 11 pesticider) udvalgt mellem 105 kandiderende stoffer (se noter til tabel

**Tabel 6.6 Vigtige EU-direktiver og -instrumenter til brug ved kontrol af kemikalier**

- Rådets direktiv 76/769 om markedsføring og anvendelse af visse stoffer og præparater

---

- Rådets direktiv 67/548 om klassificering, etikettering osv. (som ændret ved 79/831 og 92/32 (sjette og syvende ændring))

---

- Kommissionens beslutning 81/437 om EINECS – fortegnelse over kemiske stoffer

---

- EU/GD XI/IPS, september 1992, om uofficiel prioritering

---

- Rådets direktiv 76/464 om farlige stoffer i vandmiljøet

---

• Rådets forordning nr. 793/93 og Kommissionens forordning nr. 1488/94 om vurdering af risikoen ved eksisterende stoffer

---

• Kommissionens direktiv 91/414 om plantebeskyttelsesmidler

---

• Kommissionens direktiv 93/67 om vurdering af risikoen ved nye stoffer

---

• Teknisk vejledning af 16. april 1996 om vurdering af risikoen ved nye og eksisterende stoffer

---

**Tabel 6.7 Datatilgængelighed for 2 472 "højvolumenkemikalier" indberettet til ECB, 1996**

<b>Egenskaber og giftighed</b>	<b>Datatilgængelighed</b>
Fysiske kemiske egenskaber	30-60%
Akut toksicitet ved indtagelse	70%
Akut toksicitet ved hudkontakt	45%
Akut toksicitet ved indånding	30%
Kronisk toksicitet	55%
Karcinogen virkning	10%
Genotoksicitet/mutagenicitet	62%
In vivo genotoksicitet	32%
Fertilitet	20%
Teratogenese	30%
<b>Økotoksicitet</b>	
Fisk og skaldyr – akut	30-50%
Alger – akut	25%
Terrestrisk – akut	5%
Kronisk akvatisk toksicitet	5-20%
Bionedbrydning	30%

**Kilde:** C. J. van Leeuwen m.fl. 1996

6.3). En protokol om tungmetaller, herunder kviksølv, cadmium og bly, er ligeledes under forhandling.

Tabel 6.8 indeholder en oversigt over disse samt andre nationale og internationale tiltag til begrænsning af kemikalieforbruget.

**Frivillige reduktionsprogrammer**

Virkningerne begrænses også gennem en række frivillige initiativer taget af de kemiske industrier i en række lande. I f.eks. Nederlandene har virksomheder gennem aftaler med myndighederne iværksat frivillige reduktionsprogrammer. I 1989 fik det Nederlandske parlament forelagt en kontrolstrategi for reduktion af VOC-emissionen fra både industri, mindre virksomheder og husholdninger. Strategiens mål var inden år 2000 at opnå en reduktion på 63% i forhold til 1981. Efter en gennemgang af den frivillige aftale, den nederlandske kemiske industri havde indgået, konkluderede EEA, at aftalen har haft miljømæssig effekt og har tilskyndet til udvikling af miljøstyringssystemer (EEA, 1997).

21 lande i Europa har vedtaget et "Responsible Care"-program, der danner grundlag for en udveksling af ideer og eksempler på bedste praksis (CEFIC, 1996). Programmet, som bygger på et amerikansk initiativ, har til formål at forbedre den kemiske industris indsats på sundheds-, sikkerheds-, miljø- og kvalitetsområderne samt fremme information af offentligheden om industriens produkter og fabrikationsprocesser.

**Fordeling af eksterne omkostninger**

En del af de samfundsmæssige og miljømæssige omkostninger ved kemikalier (de såkaldte "eksterne omkostninger" ved produktion og brug af kemikalier) bæres ikke af de kemiske virksomheder og indgår ikke i virksomhedernes markedspris. I box 6.4 er vist en beregning over nogle af de eksterne omkostninger ved creosot. I nogle lande er de eksterne omkostninger via afgifter inkluderet i prisen. Som eksempler kan nævnes pesticider, gødning, ozonnedbrydende stoffer, svovldioxid, kvælstofoxider, chlorerede opløsningsmidler (f.eks. tetrachlorethylen, trichlorethylen samt dichlormetan i

<b>Tabel 6.8 Igangværende initiativer til begrænsning af kemikalier</b>
---

<b>Instrument/forslag/ område</b>	<b>År</b>	<b>Mål</b>
Esbjerg-erklæring om Nordsøen	1995	Fjernelse over 25 år af persistente, bioakkumulerende og giftige stoffer fra Nordsøen
Basel-konvention om farligt affald	1997	Et mål er at reducere/minimere mængden af farligt affald ved kilden
UNECE POP-protokol	1998	At reducere POP-emissionen til luften
UNECE-protokol om tungmetaller	1998	At reducere emission til luften af tungmetaller
OSPAR-konvention	1998	Implementering af Esbjerg-målet
UNEP's "POPS"-konvention	1997-1998	At vurdere strategier til mindskelse/fjernelse af emission/tab
Montreal-protokol	1987-2040	Udfasning af visse ozonnedbrydende stoffer

EU's 5. miljøhandlingsprogram	1991-1994	At opnå en "betydelig nedgang i pesticid-anvendelsen pr. dyrket arealenhed"
Rapport fra den danske minister om fremtidige kemikalieinitiativer	1997	Prioriteret udfasning af 25 stoffer/grupper af stoffer udvalgt blandt 100 uønskede stoffer
Den svenske regerings rapport om kemikaliepolitik	1997-2007	Udfasning over 10 år af alle produkter, der dels indeholder persistente & bioakkumulerende stoffer, dels forårsager alvorlige/uoprettelige skader, dels indeholder bly, kviksølv, cadmium
Norske mål for prioriterede kemikalier	1996-2010	Væsentlig reduktion inden 2010 af udledninger af farlige kemikalier (f.eks. bly, cadmium, kviksølv, dioxiner, PAH); eller udfasning inden 2005 af f.eks. haloner, PCB og PCP'er
Litauisk lov om affaldshåndtering	1998	Lov om affaldshåndtering, inkl. begrænsning af brugen af kemikalier

---

**Kilde:** Det Europæiske Miljøagentur



Danmark), giftigt affald samt blyholdig benzin og "snavset" dieselolie.

Miljøafgifter kan være effektive, såfremt de er omhyggeligt udformet og indgår i en "pakke" af foranstaltninger, som f.eks. brug af afgiftsprovener til at stimulere indsatsen for at reducere brugen af et bestemt stof (EEA, 1996). Blandt de kemikalier, som man for tiden overvejer at belægge med grønne afgifter, er tungmetaller, chlorerede produkter, POP'er, gødning og pesticider.

Af andre politiske foranstaltninger til kontrol med brugen af kemikalier kan nævnes EU's ordning for miljøstyring og -revision (EEAS), miljømærker, foranstaltninger vedrørende forurenede jord, lovgivning om miljøansvar og retslige skridt ved overtrædelser.

#### ***Information som politisk instrument***

Information spiller en voksende rolle i bekæmpelsen af kemikalieforurening, både som et supplement til regulerings- og afgiftspolitikker og som et særskilt politisk værktøj. Et eksempel herpå er "Seveso"-direktivet om farlige anlæg (afsnit 13.3.1), som forpligter arbejdsgivere til at informere befolkningen i nærområdet. Der er også direktivet om klassificering og etikettering, som bl.a. stiller krav om produktinformation. Forslaget til den integrerede fortegnelse over emissioner, som er offentligt tilgængelig i henhold til direktivet om integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening, vil indeholde oplysninger om kemikalieudslip fra produktionsanlæg. I visse europæiske lande (Det Forenede Kongerige, Nederlandene, Sverige, Danmark og Frankrig) er der allerede lovgivet om offentlig adgang til data om kemikalier.

OECD (OECD,1996) arbejder på at fremme initiativer i lighed med lovgivningen om "Toxic Release Inventory" i USA, som har ført til væsentlige initiativer om frivillig reduktion samt til en generel reduktion af koncentrationen af giftige kemikalier i produktionen (Naimon, 1996).

En anden form for informationsværktøj er "Kemikaliregistret" i Sverige, Norge, Danmark, Finland og Frankrig. Et sådant register er til stor nytte ved påvisning af kemikalier i konsumvarer (KEMI, 1994).

#### ***Referencer***

Aguilar, A., Borrell, A. (1994). Abnormally high PCB levels in striped dolphins affected by the 1990-1992 Mediterranean epizootic. I *The Science of the Total Environment*, bind 154, s. 237-247.

AMAP (1997). *Persistent Organic Pollutants and Heavy Metals*. Arctic Monitoring and Assessment Programme.

Baker, J.R (1989). Pollution - associated uterine lesions in grey seals from the Liverpool Bay area of the Irish Sea. I *Veterinary Record*, bind 125, s. 303.

Bignert, A., Litzen, K., Odsjo, T., Olsson, M., Persson, W. og Reutergardh, L. (1995). Time-related factors influence the concentrations of sDDT, PCBs and shell parameters in eggs of Baltic Guillemot. I *Environmental Pollution*, bind 89, s. 27-36.

Bignert, A (1997). *Comments concerning the National Swedish Contaminant Monitoring Programme in marine biota*. Forskergruppe ved Sveriges Naturhistoriske Museum.

Blomkvist, G. m.fl, (1992). Concentrations of sDDT and PCB in Seals from Swedish and Scottish waters. I *AMBIO*, bind 21, nr. 8.

Borrell, A., Aguilar, A., Corsolini, S. og Focardi, S. (1996). Evaluation of toxicity and sex-related variation of PCB levels in Mediterranean striped dolphins affected by an epizootic. I *Chemosphere*, bind 32, nr. 12 s. 2359-2369.

#### **Box 6.4: Omkostninger ved creosot-forurening**

Træbeskyttelsesmidler fremstilles normalt på basis af creosot- eller stenkulstjærelak, som indeholder ca. 30% PAH, eller på basis af imprægnering med salte af tungmetaller. Ved begge produkttyper afgiver det behandlede træ forurenende stoffer, som udledes i vand, jord og sediment. Ingen af produkttyperne er normalt pålagt afgifter for at "internalisere" forureningsomkostningerne, der kan være betragtelige. I Nederlandene anslås de samlede ekstraomkostninger ved bortskaffelse af sediment forurennet med PAH og tungmetaller til ca. 50 ECU pr. m<sup>3</sup> oprenset sediment, og det ville ud over de normale vedligeholdelsesomkostninger koste 1,5 mia. ECU at fjerne den ophobede mængde. Ved grænsen på 10 mg PAH pr. kg sediment vil forureningen pr. kg PAH koste samfundet 5 000 ECU. Hvis den ophobede mængde sediment skal fjernes over 20 år, og afgifterne alene er fastsat ud fra et årligt forbrug på 10 000 kg creosot- og stenkulstjærelak, skulle afgiften pr. kg af disse produkter udgøre 7 500 ECU. Selv en moderat afgift på creosot ville forhindre en del af "de eksterne omkostninger". En del af afgiftsprovenuet vil desuden kunne anvendes til at sætte gang i udviklingen af alternativer. Ikke desto mindre er der for nylig uden en sådan støtte udviklet en alternativ proces til beskyttelse af træ (dampbehandling ved højt tryk og høj temperatur) (Zuylen, 1995).

CCEC, Continental Pollution Pathways (1997). *An Agenda for Cooperation to address Long Range Transport of Air Pollution in North America*. Council of the Commission for Environmental Cooperation, Montreal, Canada.

CEFIC, The European Chemical Industry Council (1996b). *The European chemical industry in a worldwide perspective*. Bruxelles.

CEFIC, The European Chemical Industry Council (1996c). *Basic economic statistics of the European Chemical Industry 1994-1995*. Bruxelles.

CEFIC, The European Chemical Industry Council (1997). *Facts & figures - the European Chemical Industry in a Worldwide Perspective*. Bruxelles

Danmarks Miljøstyrelse (1998). *Fourth Meeting of the Task Force on the Phase-out of Lead in Gasoline*. Country Assessment Report. Final. Miljø- og Energiministeriet. Danmarks Miljøstyrelse.

Danmarks Miljøstyrelse (1995). *Nordsøkonferencen, Esbjerg-erklæringen*. 4. internationale konference om beskyttelse af Nordsøen. Esbjerg, Danmark, juni 1995.

E-K, Europa-Kommissionen (1997). *Meddelelse fra Kommissionen vedrørende et handlingsprogram på fællesskabsplan om forureningsrelaterede sygdomme som led i indsatsen på folkesundhedsområdet. Forslag til Europa-Parlamentets og Rådets afgørelse om vedtagelse af et handlingsprogram 1999-2003 på fællesskabsplan om forureningsrelaterede sygdomme som led i indsatsen på folkesundhedsområdet (forelagt af Kommissionen)*. KOM(97) 266 endelig udg.

EEA, Det Europæiske Miljøagentur (1996). *Miljøafgifter – Implementering og miljømæssig effektivitet*. Environmental Issues series No 1. EEA, København, ISBN 92-9167-000-6.

EEA, Det Europæiske Miljøagentur (1996). *The State of the European Arctic Environment*. Environmental Monograph No 3. EEA, København.

EEA, Det Europæiske Miljøagentur (1997). *Environmental Agreements, Environmental Effectiveness: Case Studies*. Environmental Issues series No 3, bind 2, EEA, København, ISBN 92-9167-055-3.

Environmental Health Perspectives Supplement Chemical Sensitivity, bind 105, Supplement 2, 1997

Eriksson, Per (1992). Neuroreceptor and Behavioural effects of DDT and pyrethroids in immature and adult animals. I *The Vulnerable Brain and Environmental Risks*. Red.: R.L. Iassacson og K.F. Jensen. Plenum Press, New York.

*European Workshop on the Impact of Endocrine Disrupters on Human Health and Wildlife, Report of Proceedings*. Weybridge, Det Forenede Kongerige, 24. december 1996. EUR 17549, 1996.

Friedlander, S. (1994). The two faces of Technology: changing perspectives in design for the environment. I *The Greening of Industrial Ecosystems*. Red.: B.R. Allenby og D.J. Richards. National Academy Press, Washington.

Global Environmental Change Programme Briefings, *The Environmental Threat to Human Intelligence*, C. Williams, nr. 13, juni 1997. University of Sussex, Brighton, Det Forenede Kongerige.

Greenpeace (december 1993). *The North Sea Invisible Decline – environmental problems in the North Sea*. Greenpeace International European Unit, Bruxelles, Belgien.

Haigh, N. (1994). *Legislation for the control of chemicals*. Institute for European Environment Policy, London, Det Forenede Kongerige.

Helle, E. (1997). *Numbers and reproduction of the ringed seal in the Bothnian Bay, Northern Baltic Sea*. Baltic Seals 94 Conference, 1994. Updated information received by personal communication (1997).

Jensen, A.A. (1996). *Environmental and occupational chemicals. Drugs and human lactation*. Elsevier Science Publishers B.V.

Johnston, P.A., Stringer, R.L. og Santillo, D. (1996). Effluent Complexity and Ecotoxicology: Regulating the variable within varied systems. I *Toxicology and Ecotoxicology News*, bind 3 (4), s. 115-120.

KEMI (1994). *Chemical Substances Lists*. the Swedish National Chemicals Inspectorate, Sunset project, Report No 10.

Naimon, J.S. (under trykning). *Toxic chemical information programs: Lessons from the USA Experience*.

OECD (1996). *Statistics Inland Water 1996*.

Pacyna, J.M. (1996). *Atmospheric emissions of heavy metals for Europe*. International Institute for Applied Systems Analysis, Hagan, Norge.

Reijnders, P.J.H. (1986). Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. I *Nature*, bind 324, s. 457-457.

Rühling, Å. (red.) (1994). *Atmospheric heavy metal deposition in Europe - estimations based on moss analysis*. Nordic Council of Ministers. Nord 1994:9.

Stebbing, A.R.D. m.fl. (1992). *Overall summary and some conclusions from the Bremerhafen workshop*. Marine Ecology Progress Series 91.

Stigliani & Anderberg (1994). *Industrial Metabolism: Restructuring for Sustainable Development*. Red.: Ayres & Simonis, UN University.

Sveriges Miljøstyrelse (1993a). *Environment and Public Health*. Report 4182.

Sveriges Miljøstyrelse (1993b). *Persistent organic pollutants and the environment*. The environment in Sweden Status and trends. Solna, Sverige.

Sveriges Miljøstyrelse (1996). *POP Stabila Organiska Miljøgifter, Stort eller litet problem*, Rapport 4563.

Teknologirådet (1997). *The non-assessed chemicals in EU*. Presentations from the conference 30 October 1996. Report of the Danish Board of Technology 1997/1. ISBN 87-90221-19-2.

UK Environment Agency (1996). *Viewpoints on the Environment. Developing a national environmental monitoring and assessment framework*.

Umweltbundesamt and TNO Institute of Environmental Sciences, Energy Research and Process Innovation (1997). *The European Emission Inventory of Heavy Metals and Persistent Organic Pollutants for 1990*.

UNECE (1997). Annual Review - the Chemical Industry in 1995 Production and Trade Statistics 1992-1994.

van Leeuwen, J.C. m.fl. (1996). Risk assessment and management of new and existing chemicals. I *Environmental Toxicology and Pharmacology* 2.

Walker, C.H. og Livingstone, D.R. (1992). *Persistent pollutants in marine ecosystems*. A special publication of SETAC. Pergamon Press, Oxford.

Wania, F. og Mackay, D. (1996). Tracking the distribution of persistent organic pollutants. I *Environmental Science & Technology News*, bind 30, nr. 9.

WHO (1995a). *Concern for Europe's tomorrow, health and the environment in the WHO European Region*. World Health Organisation, European Centre for Environment and Health, Wiss. Verl.-Ges., Stuttgart, Tyskland.

WHO (1996b). Levels of PCBs, PCDDs and PCDFs in human milk. *Environmental Health in Europe*, nr. 3,

WHO (1996). *Environment and Health I Overview and Main European Issues*. World Health Organisation, European Centre for Environment and Health and European Environment Agency, ISBN 92-890-1332-X.

Williams, C. (1997). *Terminus Brain: the environmental threats to human intelligence*. Cassel, London, Det Forenede Kongerige.

## 7. Affald

[In margin: Hovedkonklusioner]

Mellem 1990 og 1995 steg den samlede registrerede affaldsproduktion i de europæiske OECD-lande med næsten 10%. En del af denne tilsyneladende stigning kan imidlertid være resultatet af forbedret affaldsovervågning og -rapportering. Manglende harmonisering og mangelfulde dataindsamlingssystemer gør det fortsat vanskeligt at overvåge tendenserne og målrette de affaldspolitiske foranstaltninger i Europa.

Produktionen af ~~kommunalt~~ kommunalt indsamlet affald skønnes mellem 1990 og 1995 at være steget med 11% i de europæiske OECD-lande. I 1995 produceredes der ca. 200 mio. tons ~~kommunalt~~ kommunalt indsamlet affald, svarende til 420 kg/person/år. Dataene omkring ~~kommunalt~~ kommunalt indsamlet affald i CØE-landene og NIS er ikke tilstrækkeligt gode til at fastslå tendenserne.

Tyskland og Frankrig var de største bidragydere til de ca. 42 mio. tons farligt affald, der blev indrapporteret af de europæiske OECD-lande i perioden omkring 1994. Rusland tegnede sig for omkring to tredjedele af de 30 mio. tons farligt affald, der årligt blev produceret i hele Østeuropa i begyndelsen af 1990'erne. På grund af de uensartede definitioner er disse tal dog kun vejledende.

~~Den mest udbredte form for affaldshåndtering er i de fleste lande domineret af den billigst mulige løsning er også den billigste, nemlig deponering på lossepladser. Omkostningerne ved til deponering afspejler dog sjældent de fulde omkostninger og normalt kun en del af omkostningen (udgifter til nedlukning og efterbehandling af deponeringsanlæg er således sjældent medregnet), selv om der i nogle lande er indført affaldsafgifter (f.eks. i Østrig, Danmark og Det Forenede Kongerige). Forebyggelse og minimering af affaldsproduktionen anerkendes i stigende grad som den miljømæssigt mest ønskværdige form for affaldshåndtering. For alle affaldsstrømme, især af farligt affald, gælder det, at øget anvendelse af renere teknologier og forebyggelse af affaldsproduktion er en bedre løsning. Genanvendelse vinder større og større udbredelse i lande med gode ordninger for affaldshåndtering.~~

Mange CØE- og NIS-lande står over for en række har arvet fortidens problemer, som skyldes fortidens med dårligt fungerende affaldshåndteringssystemer og stigende affaldsproduktion. Affaldshåndteringen i disse lande kræver bedre strategisk planlægning og større investeringer. De prioriterede mål for bl.a. den kommunale affaldshåndtering er en mere omfattende affaldssortering og bedre drift af deponeringsanlæg, iværksættelse af lokale initiativer til genanvendelse og ikke-omkostningskrævende foranstaltninger til forebyggelse af jordforurening.

For at fremme en bæredygtig anvendelse af ressourcerne, minimere de skadelige miljøvirkninger og håndhæve princippet om, at "forureneren betaler", samt princippet om "geografisk nærhed" har EU taget en række lovgivningsinitiativer, der tager sigte på at fremme og harmonisere de nationale bestemmelser om affaldshåndtering. Nogle centraleuropæiske lande er også begyndt at iværksætte lignende foranstaltninger som led i forberedelserne til medlemskab af EU. I de fleste central- og østeuropæiske lande og i De Nye Uafhængige Stater er lovgivningen for affaldshåndtering imidlertid mangelfuld.

### 7.1. Indledning

Industrisamfundene producerer enorme mængder affald: 4 milliarder tons fast affald om året alene i Europa, svarende til omkring 5 tons om året for hver mand, kvinde og barn. Affaldsproduktion er et væsentligt spørgsmål, dels fordi affald kan skade miljøet og menneskers sundhed, dels fordi produktionen af affald afspejler samfundets ineffektive udnyttelse af ressourcerne.

I og uden for Europa giver de voksende affaldsmængders mulige skader på miljøet og ikke mindst de potentielle farer ved ukontrolleret bortskaffelse af affald anledning til bekymring. I EU udtrykker 85% af borgerne bekymring over industriaffaldet.

## Affald 131

(Eurobarometer, 1995). Bekymringen gælder især:

- Forureningen af jord og vand, f.eks. ved udvaskning af forurenende stoffer fra lossepladser til overflade- og grundvand med heraf følgende forurening af drikkevand samt ferske og kystnære vandområder. Affaldet på lossepladserne danner perkolater, som ofte indeholder organiske stoffer, ammoniak, tungmetaller og andre giftige stoffer. Det er dyrt og teknisk vanskeligt at håndtere disse perkolater.
- Emissionen til luften af metan fra lossepladserne, som bidrager til den globale opvarmning. Dannelsen af en eksplosiv blanding af metan og luft har været årsag til brande og eksplosioner med flere tilskadekomne til følge.
- Den visuelle "forurening" (lossepladser pynter ikke i landskabet).
- Pludseligt opståede skred i affaldsmasserne.
- Dioxinmissionen fra forbrænding af affald, der kun kan undgås ved at benytte en kostbar teknologi.
- Flyveaske – som regel farlig – fra forbrændingsanlæg.
- Forurening fra arealer, der tidligere er benyttet som lossepladser. Det øger omkostningerne ved byudvikling, skaber komplekse juridiske problemer bl.a. med hensyn til erstatningsansvar og udgør en alvorlig sundhedsmæssig og miljømæssig fare (se kapitel 11, afsnit 11.2).
- Rovdrift på naturlige ressourcer som følge af "smid væk"-mentaliteten i økonomier med meget store materialestrømme.

Pres fra offentligheden og politikerne for at fremme miljøbeskyttelse og en bæredygtig udnyttelse af ressourcer har resulteret i et komplekst samspil mellem krav over for dem, der producerer affald, og dem, der står for affaldshåndteringen. Affald er i det væsentlige et produkt af det moderne samfunds økonomiske aktiviteter. Det er som regel landene med den største produktion, der producerer de største mængder affald. Kurven flader dog oftest ud, efterhånden som de pågældende lande når op på de rigeste landes BNP-niveau. Figur 7.1 viser dette generelle mønster for ~~kommunalt~~ kommunalt indsamlet affald. De indberettede data er dog ikke tilstrækkeligt præcise til at give et nøjagtigt billede af sammenhængen.

Lande med en overgangsøkonomi må se frem til at skulle løse et dobbelt problem: et dårligt affaldshåndteringssystem som en arv fra fortiden og stigende mængder affald.

I mangel af såvel fuldstændige og pålidelige data om affald som enighed om, hvorledes de mange problemer skal løses, forsøger Europa sig med mange og oftest ukoordinerede metoder, bl.a. forholdsregler mod affaldsproduktion, genanvendelse, rene teknologier, forbrænding samt forbehandling og deponering på lossepladser. Der er blevet udviklet en række systemer til indsamling, sortering og behandling af affald ved brug af en vifte af juridiske og økonomiske instrumenter såsom frivillige aftaler, afgifter og reguleringer. Først for ganske nylig er man begyndt at udarbejde generelle overordnede strategier for affald.

Sideløbende med denne udvikling er affaldshåndtering blevet til en egentlig forretning. Forretningen omsætter for mange milliarder ECU og har sine egne mål og prioriteter, som ikke altid fokuserer på miljøet og behovet for en bæredygtig udvikling.

Dette kapitel dækker ikke radioaktivt affald, da radioaktivt affald dels er årsag til specifikke problemer udgør et specifikt problem, dels skal håndteres anderledes end på en særlig måde i forhold til andet affald.



## 7.2. Tendenser i affaldsproduktionen

Siden *Dobris*-rapportens fremkomst er de indberettede mængder affald steget

### **Figur 7.1 Kommunalt aKommunalt indsamlet affald og BNP, ca. 1995**

Affald pr. indbygger

Kg/indb.

Bruttonationalprodukt pr. indbygger

US\$/indb.

**Kilde:** OECD

i alle de hovedsektorer, for hvilke der foreligger data. Manglen på pålidelige data gør det dog stadig umuligt at give et nøjagtigt billede af den samlede mængde produceret affald i Europa.

De senest offentliggjorte tal for den samlede årlige affaldsproduktion i OECD Europa, ekskl. radioaktivt affald, er på 2 225 mio. tons (OECD, 1997). For ca. 40% af landene i rapporten er landbrugs- og mineaffald ikke medregnet. Medregnes de europæiske OECD-landes skønnede produktion af landbrugs- og mineaffald samt affaldsproduktionen i de europæiske lande uden for OECD (for hvilke der kun foreligger få oplysninger), ser det ud til, at der i hele Europa produceres mindst 4 000 mio. tons fast affald årligt.

Fra ca. 1990 til ca. 1995 steg den indberettede affaldsproduktion i EU i de fem hovedsektorer – landbrugs-, mine-, fremstillings-, husholdnings- og energisektorerne - med i alt 9,5% (figur 7.2). Sandsynligvis afspejler dette tal såvel forbedringer i affaldsindberetningerne som reelle stigninger fra år til år i affaldsproduktionen. Stigningen mellem 1990 og 1995 var langt mindre end stigningen mellem 1985 og 1990. Sektorernes indbyrdes vægt har stort set ikke ændret sig. Det betyder, at landbrugssektoren konsekvent står for den største affaldsproduktion. Der hersker dog stor usikkerhed om mængderne, især hvad angår fremstillingssektoren – og det kommunalt indsamlede affaldhusholdningssektorerne, der samtidig er de to sektorer der giver flest problemer med affaldshåndteringen. Hertil kommer, at ikke alle lande betragter restprodukter fra mineindustrien som affald, ligesom overvågningen af landbrugsaffald ikke er konsekvent og ikke kan sammenlignes med overvågningen af andre former for affald. Der foreligger ikke sammenlignelige data for europæiske lande uden for EU.

#### **7.2.1. ~~Kommunalt a~~Kommunalt indsamlet affald**

Det kommunalt ~~indsamlede~~ affald er den bedst kortlagte del af affaldsstrømmen. Ikke desto mindre mangler væsentlige punkter at blive belyst, hvorfor der endnu kun eksisterer et ufuldstændigt billede af tendenserne i produktionen af dette affald for Europa som helhed.

I 1995 blev der for OECD Europa ~~registreret~~anmeldt ca. 203 mio. tons ~~kommunalt a~~kommunalt indsamlet affald svarende til 420 kg/år pr. indbygger mod 183 mio. tons i 1990 (figur 7.3). Tallet for 1995 svarer til ca. 10% af den samlede ~~registreret~~anmeldte affaldsmængde og er sandsynligvis en undervurdering af de faktiske mængder produceret affald. Det kommunalt ~~indsamlede~~ affald udgør formentlig også mindre end 10% af de samlede affaldsmængder, da de indberettede mængder for de øvrige sektorer oftest er både for små og for upålidelige. Fra 1980 til 1995 voksede den samlede mængde ~~registreret~~anmeldt ~~kommunalt a~~kommunalt indsamlet affald for OECD-lande i Europa med omkring 4,9 mio. tons om året, hvilket svarer til en stigning på 56% eller 90 kg pr. indbygger i perioden (figur 7.4).

Selv ikke i de europæiske OECD-lande anvendes OECD's definition på ~~kommunalt a~~kommunalt indsamlet affald systematisk, og der er en række betydelige afvigelser. I Tyskland og Schweiz medregnes således ikke affald til genanvendelse indsamlet særskilt uden om den offentlige sektor, som f.eks. det indsamlede emballagemateriale under Duale System Deutschland-ordningen. Dette er formentlig forklaringen på, at den ~~registreret~~anmeldte mængde af ~~kommunalt a~~kommunalt indsamlet affald fra disse to lande faldt mellem 1990 og 1995 (figur 7.3). I en række lande betragtes noget af spildevandsslammet som ~~kommunalt a~~kommunalt indsamlet affald. Det Forenede Kongeriges indberetninger omfatter alene data for husholdningsaffald og ikke for ~~kommunalt a~~kommunalt indsamlet affald som helhed.

En gennemgang i OECD af Nederlandenes miljøindsats tydede på, at Nederlandene i 1991 producerede 500 kg ~~kommunalt a~~kommunalt indsamlet affald pr. indbygger imod EU's gennemsnit på 370 kg pr. indbygger. Dette tal blev bestridt i en detaljeret undersøgelse (van Beek, 1997), som viste, at når man harmoniserede ~~nyere~~ dataene for et senere år (1994), havde Nederlandene produceret 566 kg kommunalt indsamlet affald pr. indbygger mod et gennemsnit for syv lande på 530 kg pr. indbygger. Endvidere lå tallene for husholdningsaffaldet

**Figur 7.2 Affaldsproduktion pr. sektor i 1985, 1990 og 1995**

mio. tons

Landbrug (12) - Minedrift (14) - Fremstilling (17) - Komm. aff. (19) - Energi (10)

**Note:** Tallene i parentes angiver antallet af lande, for hvilke der forelå data. For mange landes/sektors vedkommende er dataene ikke fra det angivne årindberetningsår.

**Kilde:** OECD

for disse lande mellem 261 og 476 kg pr. indbygger med et gennemsnit på ca. 390 kg pr. indbygger for 1993-94 (figur 7.5).

De mest fuldstændige data for CØE og NIS er fra 1990: 12 lande havde registreret ~~anmeldt~~ en samlet produktion af ~~kommunalt~~ kommunalt indsamlet affald på 65 mio. tons (figur 7.3). Data for 1990 og 1995, som kun foreligger for seks af CØE-/NIS-landene, viste en stigning i produktionen af ~~kommunalt~~ kommunalt indsamlet affald på 2-70%.

### **7.2.2. Affald fra fremstillingsindustrien**

Fremstillingsindustrien genererer mange forskellige affaldsstrømme, hvoraf en række er klassificeret som farligt affald. Tal for OECD-landene i Europa viser, at der omkring 1995 blev produceret 410 mio. tons industriaffald mod ca. 377 mio. tons i 1990 svarende til en gennemsnitlig stigning på 9,4 mio. tons (2,5%) pr. år. Indberetningerne om industriaffald er ikke så omfattende som indberetningerne om ~~kommunalt~~ kommunalt indsamlet affald. Dataene er som oftest aggregerede ~~gennemsnitstal~~ og i mange tilfælde skønsmæssigt beregnede.

Rusland og Ukraine registrerede ~~anmeldte~~ i 1993/94 i alt 225 mio. tons affald fra fremstillingsindustrien, hvilket gør disse lande til henholdsvis den største og den tredjestørste producent af sådant affald i Europa (figur 7.6).

**Figur 7.3 Produktion af kommunalt og kommunalt indsamlet affald, 1990 og 1995**

VESTEUROPA

Tyskland

Frankrig

UK

Italien

Spanien

Nederlandene

Belgien

Sverige

Grækenland

Finland

Portugal

Schweiz

Østrig

Danmark

Norge

Irland

Luxembourg

CENTRAL- OG ØSTEUROPA + NYE UAFHÆNGIGE STATER

Rusland

Tyrkiet

Polen

Ukraine

Rumænien

Ungarn

Letland

Tjekkiet

Bulgarien

Slovakiet

Litauen

Moldova

Hviderusland

Kroatien

Albanien

Slovenien

Estland

ktons

**Kilde:** OECD, EEA, 1997

### 7.2.3. Farligt affald

Farligt affald udgør kun en lille del af den samlede affaldsproduktion i Europa, men kan, hvis det ikke håndteres rigtigt og bortskaffes sikkert, være en alvorlig trussel for menneskers sundhed og miljøet. De største mængder kommer fra industrien, minerne og oprensning af forurenede grunde, men også en del dagligvarer som f.eks. nikkel-cadmium-batterier, mange organiske opløsningsmidler til rengøring, maling og motorolier indeholder farlige stoffer. Selv om det er vanskeligt, er det vigtigt, at sådanne diffuse kilder til farlige stoffer i kommunalt akommunalt indsamlet affald identificeres og kvantificeres. I EU overvejes en ændring af rammebestemmelserne om farligt affald til sikring af, at bestemmelserne også kommer til at omfatte kommunalt akommunalt indsamlet affald, der indeholder farlige stoffer.

Der er stor forskel på, hvorledes landene definerer farligt affald, og de stadige udvidelser af definitionerne stigende detaljeringsgrad forringer sammenligneligheden. F.eks. overvejer man for tiden flere hundrede tilføjelser til EU's fortegnelse over farligt affald.

Figur 7.7 viser de europæiske OECD-landes produktion af farligt affald (ved brug af definitionen i Basel-konventionen) ifølge landenes indberetninger. Østeuropa producerer store mængder affald, men der foreligger stort set ingen pålidelige data herfra baseret på internationale definitioner. Ligesom i EU betragtes opløsningsmidler, rester af maling, affald med tungmetaller, syre og olierester som farligt affald. Det anslås, at Rusland producerer 20-25 mio. tons farligt affald om året ud af de 31-36 mio. tons, der årligt produceres i alle CØE- og NIS-lande (Hodalic m.fl., 1993).

### 7.3. Nye holdninger til affaldshåndtering

Affaldshåndteringen er langt fra tilfredsstillende i alle sektorer. Belastningen på miljøet øges og kræver, at der findes mere og mere bæredygtige løsninger på problemerne med affaldshåndtering. Den generelt accepterede prioritering inden for affaldshåndtering, affaldshierarkiet, er følgende:

- forebyggelse ved kilden
- genbrug og genanvendelse
- bortskaffelse af ikke anvendelige restprodukter

På trods af, at en række OECD-lande allerede i 1976 vedtog denne prioritering, kniber det med at leve op til den i OECD-landene set under ét. Flere lande er dog blevet bedre til at genanvende affald.

Affaldshierarkiet blev bekræftet som del af EU's strategi for affaldshåndtering i Kommissionens meddelelse fra 1989 om Fællesskabets strategi for affaldshåndtering (E-K, 1990).

I alle europæiske lande er deponering på lossepladser stadig den billigste og mest anvendte metode til bortskaffelse af affald. Figur 7.8 viser forholdet mellem deponerings- og forbrændingsomkostningerne. Bortset fra Sverige er det dyrere at forbrænde affald end at deponere det, især i lande, der benytter renere, men dyrere forbrændingsteknologier. I Europa har de moderne og veldrevne forbrændingsanlæg stort set elimineret problemet med dioxinmissionen.

Dumping af fast affald i havet betragtes ikke længere som en acceptabel løsning, skønt

#### Figur 7.4 Produktion af kommunalt akommunalt indsamlet affald i OECD Europa, 1980-1995

Produktion i alt – produktion pr. indb.

mio. tons                      kg pr. indb.

Produktion af affald i alt

Produktion af affald pr. indb.

Kilde: OECD

**Figur 7.5 Husholdnings- og kommunalt ~~akommunalt~~ indsamlet affald ifølge Det Nederlandske Miljøministerium, 1994**

Frankrig

Nederlandene

Østrig

Norge

Danmark

Belgien

Sverige

~~kommunalt akommunalt~~ indsamlet aff.

husholdningsaff.

kg. pr. indb.

**Kilde:** van Beek, 1997 (Data for Tyskland er ikke medtaget)

spildevandsslam i mange lande rutinemæssigt udledes direkte i havet. Fra 31. december 1998 vil det i EU være forbudt at udlede spildevandsslam i ferske og kystnære vandområder.

### **7.3.1. Prioriterede affaldsstrømme i EU**

Europa-Kommissionens program for prioriterede affaldsstrømme er inspireret af erfaringerne fra Nederlandene med "kontrakter" om specifikke typer affald i form af aftaler mellem regeringen, erhvervslivet og eventuelt ikke-statslige organisationer om mål for begrænsning eller genvinding af affald. Ifølge programmet skal der især sættes ind på følgende områder:

- brugte dæk
- udrangerede køretøjer
- affald fra sundhedssektoren
- bygge- og anlægssaffald
- affald fra elektrisk og elektronisk udstyr

Programmet for prioriterede affaldsstrømme har kun været en delvis succes, dels fordi der ikke er opnået fuldstændig enighed om kvantificerede mål for de forskellige affaldsstrømme, dels fordi dataindsamlingen er utilstrækkelig, ligesom der mangler statistikker på EU-plan. Initiativet har dog bidraget til øget viden om de forskellige affaldsstrømme. I den nye EU-strategi for affaldshåndtering opfordres Kommissionen til at følge op på initiativet og nærmere undersøge, hvorvidt og hvorledes andre former for affaldsstrømme skal behandles på EU-plan. Der forventes et EU-direktiv om udrangerede køretøjer, og flere lande er ved at indføre frivillige aftaler om udrangerede køretøjer og affald fra elektrisk og elektronisk udstyr.

De muligheder, der ligger i programmet for prioriterede affaldsstrømme, illustreres af problemet med brugte dæk, som i mange lande udgør en væsentlig affaldsstrøm. I Tyskland kasseres hvert år over 250 000 tons brugte dæk. I Det Forenede Kongerige blev der i 1995 taget 37 mio. dæk (378 000 tons) af bilerne. 74% af disse dæk blev enten genbrugt, vulkaniseret, genanvendt eller forbrændt med energiudnyttelse. I Danmark har man indført en afgift, der skal fremme genanvendelsen af dæk, og i Nederlandene og Finland er der allerede forbud mod at deponere brugte dæk på lossepladser. Her er der opstillet mål for vulkanisering, genanvendelse og forbrænding med energiudnyttelse. Også udkastet til EU-direktiv om deponering af affald indeholder forslag om forbud mod deponering af dæk på lossepladser.

### **7.3.2. Affaldsminimering og forebyggelse af produktion af affald**

Det er altid bedre at undgå et problem end at skulle løse problemet efterfølgende. Affaldsminimering og forebyggelse af produktion af affald bør derfor være hovedhjørnestenene i enhver affaldsstrategi. Over hele Europa er der iværksat minimerings- og forebyggelsesinitiativer, ligesom EU-landene siden 1991 har været forpligtet til at fremme sådanne løsninger. Alligevel foreligger der stort set ingen oplysninger om effektiviteten af løsningerne på nationalt plan. Forebyggelse eller reduktion af affaldsproduktion kan opnås ved:

- udvikling af renere teknologier;
- forbedring af produktdesign;
- substitution af materialer;
- udvikling af egnede teknikker til fjernelse af farlige stoffer fra affaldet, før dette genindvindes eller behandles endeligt;



- ændringer i forbrugsvaner (livsstil).

Hvis kommunalt ~~ak~~ommunalt indsamlet affald f.eks. skal forbrændes, vil separat indsamling af affald med tungmetaller og chlorforbindelser, som efter indsamlingen fjernes,

**Figur 7.6 Affald fra fremstillingsindustrien, ca. 1995**

Rusland  
Frankrig  
Ukraine  
Tyskland  
UK  
Tyrkiet  
Polen  
Italien  
Tjekkiet  
Finland  
Spanien  
Belgien  
Sverige  
Nederlandene  
Østrig  
Ungarn  
Slovakiet  
Norge  
Danmark  
Luxembourg  
Schweiz  
Grækenland  
Island  
mio. tons

**Kilde:** OECD 1997, nationale SoE-rapporter

reducere indholdet af gift i flyveasken og dioxinindholdet i den uundgåelige emission til luften.

I mange lande er man i gang med at indføre renere teknologier og produktionsprocesser, herunder ordninger med genanvendelse af affald inden for fremstillingssektoren. Da der imidlertid ikke findes nogen instrumenter til en samlet måling af resultaterne, er man nødsaget til at vurdere resultaterne alene ud fra case studies.

### 7.3.3. *Genanvendelse*

Ekstern genanvendelse er en attraktiv mulighed, hvis der produceres egnet affald i så store mængder, at det kan udnyttes erhvervsmæssigt. Der har f.eks. længe været tradition for at genanvende jern- og andet metalaffald. Markedet er stabilt og graden af genanvendelse har været nogenlunde konstant i de seneste ti år. Omkring 50% af de produkter, som den europæiske jern- og stålindustri i dag handler med, er genanvendte materialer. Denne form for genanvendelse styres af markedskræfterne, men en række af fremstillingsindustriens genanvendelsesforanstaltninger skyldes også miljølovgivningen for visse typer affaldsstrømme som f.eks. støv fra elektroovne, støbesand, brugte opløsningsmidler og ikke-jernholdigt metalaffald. Den øgede genanvendelse af glas, papir og pap (figur 7.9a og 7.9b) er et eksempel på, hvad der kan opnås ved en kombination af gunstige økonomiske betingelser og politiske beslutninger.

Genanvendelse skal ske kunne betale sig optimalt både miljømæssigt og økonomisk og bør være led i en integreret strategi for affaldshåndtering, der omfatter forebyggelse, genbrug og genvinding af energi. Dette kræver en løbende afvejning af de økonomiske og miljømæssige omkostninger, som hele tiden ændrer sig i takt med de teknologiske fremskridt og den øgede viden om de miljømæssige konsekvenser af menneskelige aktiviteter. I modsætning til de traditionelle affaldshåndteringsindustrier bygger de nye genanvendelsesindustrier enten på specifikke og komplekse affaldsstrømme som f.eks. elektronikaffald eller på affaldsstrømme med ringe værdi som f.eks. dæk. Virksomhederne inden for denne sektor er i opstartfasen sjældent økonomisk levedygtige og har mange problemer, der skal løses, herunder:

- manglen på organiserede indsamlingsordninger for det affald, virksomhederne genanvender;
- nødvendigheden af at separere de forskellige bestanddele af et affaldsprodukt og håndtere hver bestanddel for sig;

**Figur 7.7 Produktion af farligt affald ifølge indberetninger til OECD Europa for det senest tilgængelige år**

Tyskland (1990)  
Frankrig (1994)  
Ungarn (1994)  
Polen (1992)  
Italien (1995)  
Tjekkiet (1994)  
UK (1994)  
Spanien (1987)  
Nederlandene (1993)  
Belgien (1994)  
Portugal (1994)  
Slovakiet (1995)  
Østrig (1995)  
Schweiz (1993)  
Finland (1992)  
Sverige (1985)  
Norge (1994)  
Grækenland (1992)  
Tyrkiet (1989)  
Danmark (1994)  
Luxembourg (1995)  
Irland (1990)  
Island (1994)  
mio. tons

**Kilde:** OECD, 1997

**Figur 7.8 Omkostninger ved behandling og bortskaffelse af ikke-farligt affald i udvalgte europæiske lande**

Tyskland  
Nederlandene  
Danmark  
Norge  
Irland  
Frankrig  
Sverige  
Finland  
UK  
Spanien  
forbrænding  
deponering

US\$ pr. ton

**Kilde:** FEAD, 1995

**Figur 7.9a Genanvendelsesgrad for glas, udvalgte lande, 1980-95**

% af det tilsyneladende forbrug

Østrig  
Belgien  
Danmark  
Finland  
Frankrig  
Tyskland  
Grækenland  
Irland  
Italien  
Nederlandene  
Portugal  
Spanien  
Sverige  
Schweiz  
UK

**Kilde:** OECD, 1997

**Figur 7.9b Genanvendelsesgrad for papir, udvalgte lande, 1980-95**

% af det tilsyneladende forbrug

Østrig  
Danmark  
Finland  
Frankrig  
Tyskland  
Grækenland  
Italien  
Nederlandene  
Norge  
Portugal  
Spanien  
Sverige  
Schweiz  
UK

**Kilde:** OECD 1997

### **Box 7.1: Genanvendelse af plast i Vesteuropa**

*Mængder:* I Vesteuropa blev der i 1994 forbrugt 29 mio. tons plast og produceret 17,5 mio. tons plastaffald. I 1993 blev kun 1,5 mio. tons af det plastaffald, der blev produceret af husholdninger/forbrugere, genanvendt. Det anslås, at emballage tegner sig for 50% af alt plastaffald og for størstedelen af det genanvendte plast.

*Problemer:* Genanvendelse af plast baseret på nuværende teknologier er omkostningskrævende: I gennemsnit 1 400 ECU/ton inkl. indsamling og sortering. Markedspriserne for den genindvundne plast ligger på kun 70% af priserne på nyfremstillet polymer, men har i tidens løb svinget meget som følge af både varierende kvalitet (brugerne går meget op i forureningsaspektet), varierende mængder på markedet og varierende markedspriser, som ikke nødvendigvis afspejler størrelsen af produktionsomkostningerne.

*Muligheder:* At opnå fremskridt med hensyn til genvinding af plast i olieraffinerier, jern- og stålværker samt cementfabrikker. Der er udviklet nye produkter og produktsubstitutter ud af genindvundet plast, bl.a.: substitutter for tømmer, substitutter for nye polymerer samt nye former for isolerings- og byggematerialer.

**Kilder:** IPTS, 1996 og Frost & Sullivan, 1997

- vanskelighederne ved at indsamle tilstrækkeligt materiale til at retfærdiggøre omkostningerne ved genanvendelse;
- potentielt genanvendelige produkter, der imidlertid ikke er fabrikeret med henblik på genanvendelse;
- manglen på specifikke genanvendelsesteknologier;
- manglen på specifikke nationale bestemmelser til fremme af genanvendelse.

Genindvundne materialer skal generelt konkurrere mod billige primære råmaterialer. Hvis der kunne udvikles metoder til en inkorporering af miljøomkostninger og bæredygtighedsbegrebet i markedsøkonomierne, ville genanvendelse, der skaber sekundære råmaterialer af stor værdi og mindsker affaldets potentielle skadelige virkninger, kunne konkurrere med primære råmaterialer. Box 7.1 illustrerer situationen i Vesteuropa for plastaffald.

#### **7.3.4. Kompostering**

Kompostering af ~~kommunalt~~ kommunalt indsamlet affald er en form for genanvendelse, hvor der er et marked for slutprodukterne, og kompostering spiller en voksende rolle i regeringernes indsats for at nå egne mål for genanvendelsen. Kompostering benyttes meget i lande som f.eks. Nederlandene, Østrig, Tyskland, Danmark og Schweiz.

I 1994 blev det i Nederlandene forbudt at deponere biologisk affald på lossepladser. Siden da har lokale myndigheder skullet foretage særskilt indsamling af husholdningernes organiske affald med henblik på kompostering. I Nederlandene voksede mængden af indsamlet biologisk affald fra 57 kg pr. indbygger i 1993 til 95 kg pr. indbygger i 1996. I 1996 blev der behandlet 1 475 mio. tons biologisk affald fra husholdningerne på 23 forskellige anlæg.

I Østrig har der siden 1995 været krav om særskilt indsamling af biologisk affald. De indsamlede mængder voksede fra 35 kg pr. indbygger i 1994 til 50 kg i 1996, og det forventes, at de 350 eksisterende anlæg til behandling af biologisk affald skal udvides for at nå Østrigs mål: at behandle 0,7 mio. tons biologisk affald i 2004.

I Tyskland er den særskilte indsamling og behandling af organisk affald et fast led i håndteringen af ~~kommunalt~~ kommunalt indsamlet affald, og siden 1993 har antallet af deltagere i komposteringsordningerne været hastigt stigende. I Tyskland er der i dag omkring 400 komposteringsanlæg i drift (Waste Environment Today, 1996).

**Figur 7.10 Anlæg til håndtering og bortskaffelse af affald i OECD Europa**

**Deponeringsanlæg**

Slovakiet  
Grækenland  
Tyskland  
UK  
Ungarn  
Italien  
Polen  
Finland  
Frankrig  
Tjekkiet  
Portugal  
Sverige  
Norge  
Danmark  
Irland  
Belgien  
Nederlandene  
Østrig  
Schweiz  
Tyrkiet  
Island

antal deponeringsanlæg

**Forbrændingsanlæg**

Frankrig  
UK  
Italien  
Tyskland  
Tjekkiet  
Slovakiet  
Danmark  
Schweiz  
Østrig  
Sverige  
Spanien  
Norge  
Belgien  
Nederlandene  
Island  
Polen  
Finland  
Luxembourg  
Ungarn  
Grækenland  
Irland  
Portugal

antal forbrændingsanlæg

Norge planlægger inden 1999 at forbyde deponering af vådt organisk affald.

Andre lande kæmper fortsat med tre store hindringer for komposteringen af kommunalt akommunalt indsamlet affald:

- problemet med først at sortere organisk affald fra det øvrige affald og derefter indsamle det sorterede affald;
- problemet med at matche udbud af og efterspørgsel efter kompost på et konkurrencepræget marked;
- problemet med at sikre, at komposten opfylder passende kvalitets- og sundhedskrav.

Hvis kompostering skal vinde indpas som en metode til affaldshåndtering, er det afgørende, at komposten får en god kvalitet. Det er ikke alle former for kommunalt indsamlet organisk affald, der giver en salgbar kvalitet.

I de sydeuropæiske lande er de største hindringer for indsamling og behandling af biologisk affald bystrukturen og klimaforholdene. Imidlertid sætter forslaget til EU-direktiv om deponering af affald en begrænsning på deponeringen af bionedbrydeligt affald, hvilket kan få stor betydning for den fremtidige efterspørgsel efter komposteringsmuligheder og andre former for biologisk affaldsbehandling.

### **7.3.5. Anlæg til håndtering af affald**

Oplysningerne om de europæiske anlæg til håndtering af affald (figur 7.10) er delvis misvisende som følge af manglen på sammenlignelige indberetninger og definitioner. Ofte sondres der ikke mellem anlæg til behandling af farligt affald og anlæg til behandling af andet affald. Andre gange behandldeponeres begge typer affald sammen på samme behandldeponeringsanlæg. Af de 26 169 deponeringsanlæg, der efter det oplyste er i brug i OECD Europa, er det kun 325 anlæg, der udelukkende benyttes til farligt affald. Tilsvarende er det kun 152 af de 1 258 indberettede forbrændingsanlæg, der er beregnet til farligt affald. I Østrig, Tyskland, Danmark, Luxembourg, Nederlandene, Schweiz, Ungarn og Sverige genvinder over 90% af forbrændingsanlæggene energi ved forbrændingsprocessen. I de fleste andre lande ligger tallet under 40%.

Valget af affaldshåndteringsform påvirkes af en række ofte modsatrettede faktorer. Hvis det er vanskeligt at finde egnede beliggenheder for forbrændingsanlæg, og hvis der er strengere kontrol med emissionen til luften, øges tilbøjeligheden til at anvende deponeringsløsningen. Til gengæld fører vanskeligheder ved at finde egnede grunde til deponeringsanlæg samt strengere kontrol med deponeringen til øget brug af forbrændings- og genanvendelsesløsningerne. Hvis både de anslåede miljøomkostninger og de anslåede økonomiske omkostninger tages i betragtning ved planlægningen, kan dette forrykke balancen mellem deponering og forbrænding.

I det sidste årti er der i Europa ikke sket de store forskydninger i fordelingen af det kommunalt indsamlede affald mellem de forskellige former for affaldshåndtering. Deponering (73%) og forbrænding (17%) dominerer fortsat, mens genanvendelse



**Andre former for anlæg til affaldshåndtering**

Østrig  
Tyskland  
Danmark  
UK  
Italien  
Tjekkiet  
Frankrig  
Schweiz  
Slovakiet  
Nederlandene  
Spanien  
Finland  
Portugal  
Norge  
Sverige  
Belgien  
Island  
Polen  
Luxembourg  
Ungarn  
Grækenland  
Irland

Ej oplyst

antal andre anlæg

**Kilde:** OECD, 1997 samt nationale miljøtilstandsrapporter

**Figur 7.11 Håndtering af kommunalt og kommunalt indsamlet affald i OECD Europa, 1984-90 og 1991-95**

mio. tons / år

Håndtering af kommunalt og kommunalt indsamlet affald i %

Deponering – Forbrænding – Genanvendelse – Kompostering – Andet

**Kilde:** OECD

og kompostering tilsammen tegner sig for under 10% (figur 7.12). Der er dog store forskelle landene imellem. I Portugal og Grækenland sker der slet ikke nogen forbrænding af ~~kommunalt~~ kommunalt indsamlet affald, fem lande forbrænder over 40% af affaldet, mens Luxembourg forbrænder 75%.

### **7.3.6. Transport af affald**

Generelt kræver det en omfattende transport både i og mellem forskellige lande at få visse typer affald, især farligt affald, frem til de bedst egnede eller økonomisk set mest hensigtsmæssige genanvendelses-, behandlings- eller bortskaffelsesanlæg. I 1993 (det seneste år, for hvilket der foreligger data) blev der i de europæiske OECD-lande indberettet en eksport af ca. 1 mio. tons farligt affald til genvinding og bortskaffelse. Tyskland er til stadighed den største nettoeksportør af farligt affald. Belgien og Frankrig er fortsat store nettoimportører af farligt affald (figur 7.12).

## **7.4. Indsats og muligheder**

Der er mange måder, hvorpå den fortsatte stigning i affaldsmængden i Europa kan vendes. Man kan bl.a. fastsætte regler for, hvor meget affald virksomhederne må producere, indføre deponeringsafgifter og andre foranstaltninger, som gør det dyrere at komme af med affaldet, samt benytte nye teknologier, som giver en mere effektiv ressourceudnyttelse. I figur 7.13 vises eksempler på, hvorledes man i perioden 1960-90 fik reduceret vægten af drikkevareemballage ved ændringer i emballageteknologien.

En anden mulighed er dels at gøre producenterne ansvarlige for det affald, deres produkter efterlader efter brug, dels at gøre de enkelte lande ansvarlige for håndteringen af eget affald. Dette har bl.a. ført til Baselkonventionens forbud mod transporter af farligt affald til genvinding. Fra 1. januar 1998 har det ifølge Baselkonventionen om kontrol med grænseoverskridende overførsel af affald således været forbudt at eksportere farligt affald fra OECD-lande med henblik på genvinding eller genanvendelse. Efter aftale er eksport af farligt affald dog stadig mulig mellem et OECD-land og et land uden for OECD. Der er ved at blive udarbejdet lister over farligt affald omfattet af forbuddet. Listerne skal forelægges konventionens parter til godkendelse.

### ***Europa-Kommissionens foranstaltninger***

EU har forpligtet sig til at fremme en bæredygtig udnyttelse af ressourcer, minimere skaderne på miljøet, lade forurenerne betale og sætte ind mod de miljømæssige risici ved kilden. EU har derfor indført en bred vifte af lovgivningsmæssige instrumenter, der har til formål dels at tilskynde medlemsstaterne til at lovgive om affald, dels at harmonisere denne lovgivning. I mange andre europæiske lande uden for EU ser man lignende tiltag. Tabel 7.1 viser den vifte af kontrolforanstaltninger, der er indført i EU og andre europæiske lande.

De nyeste elementer i Fællesskabets lovgivning om affald er dels emballagedirektivet (94/62/EF), som skulle have været gennemført i medlemsstaternes nationale lovgivninger inden den 30. juni 1996, men som stadig ikke er fuldt implementeret, dels direktivforslaget fra marts 1997 om deponering af affald. Forslaget skal sikre, at deponering af affald finder sted på den mest miljøskånsomme måde. I direktivet foreslås bl.a.:

- at reducere emissionen af metan fra deponeringspladserne ved at reducere deponeringen af bionedbrydeligt affald;
- at forbyde samdeponering af affald;
- at forbyde deponering af smittefarligt sygehusaffald samt dæk;

**Figur 7.12 Nettoimport og -eksport af farligt affald i udvalgte OECD-lande, 1989-93**

ktons / år

NETTOIMPORT AF FARLIGT AFFALD

Belgien

Frankrig

Tyskland

Nederlandene

Schweiz

UK

Norge

NETTOEKSPORT AF FARLIGT AFFALD

**Kilde:** OECD

## 141 Affald

- at kræve, at der fremlægges data om en række miljøparametre.

Direktivet anbefaler, at deponeringsanlæg både skal godkendes og opfylde tekniske krav med hensyn til beliggenhed, vandkontrol og håndtering af perkolat, beskyttelse af jord og vand, kontrol med gasser samt gener og andre faremomenter. Prisen for deponering skal dække såvel samtlige omkostninger ved etablering og drift af deponeringsanlægget som de forventede omkostninger ved nedlukning af deponeringsanlægget samt den følgende efterbehandling i øver-mindst 50 år.

På grundlag af tidligere affaldsstrategier vedtog EU-Rådet i 1997 en resolution om en fællesskabsstrategi for affaldshåndtering. Rådet erklærede sig igen overbevist om, at en rationel affaldspolitik bør prioritere forebyggelse af affald højest for at mindske affaldsproduktionen og de skadelige egenskaber af affaldet. Rådet anbefaler især:

- at erstatte miljøskadelige stoffer i produkterne med mindre skadelige stoffer;
- at anvende revisionsordninger for miljøet;
- at fremme ændringer i forbrugsmønstret gennem forbrugeroplysning og -uddannelse;
- at skabe et pålideligt system for hele Fællesskabet for indsamling af data om affald;
- at identificere og genoprette gamle deponeringspladser og andre forurenede områder.

Senest inden udgangen af år 2000 skal Kommissionen aflægge rapport til Rådet om de skete fremskridt med hensyn til disse og mange andre initiativer. Det Europæiske Temacentrum for Affald, der blev oprettet af EEA i oktober 1997, vil gøre det lettere at indsamle de nødvendige oplysninger om produktion af affald og affaldshåndtering. I EU forventes det, at Eurostats dataindsamling i henhold til forordningen om affaldsstatistikker (under udarbejdelse) vil resultere i en væsentlig lettere adgang til data.

Konsekvenserne af at fastsætte mål ud fra ufuldstændige data af dårlig kvalitet kan illustreres af erfaringerne fra forsøget på at opfylde det femte miljøhandlingsprogramms mål for kommunalt indsamlet affaldhusholdningsaffald. Målet i programmet var at stabilisere mængden af kommunalt indsamlet affaldproduceret husholdningsaffald pr. indbygger i EU på 1985-niveau inden år 2000. I 1985 blev der skønsmæssigt produceret 330 kg pr. indbygger; tallet var i 1995 steget til 430 kg, og de reelle tal er muligvis endnu højere (se afsnittet om VROM's (Det Nederlandske Miljøministeriums) undersøgelse i 7.2.1 samt figur 7.5). Nu, hvor der kun er to år tilbage, er ethvert forsøg på at reducere produktionen af kommunalt indsamlet husholdningsaffald til dette noget vilkårligt fastsatte niveau sandsynligvis dømt til at mislykkes.

Såvel indsamling af data om affald som lovgivning om affald bliver yderligere kompliceret af den glidende grænse mellem affald og sekundære råmaterialer. F.eks. har skrothandlere den opfattelse, at de handler med sekundære råmaterialer og ikke med affald, og at de derfor må være undtaget fra kontrolforanstaltningerne i affaldslovgivningen. Denne regel gælder i en række lande for materialer, der går direkte ind i en genvindingsproces. Ved at ændre definitionen på eller klassificeringen af affald og andre stoffer, kan man måske nok ændre på tallene i affaldsstatistikkerne, men det løser jo ikke problemet med affaldshåndteringen.

### ***Affaldshåndtering i CØE og NIS***

Verdensbanken har undersøgt mulighederne for miljøbeskyttelse og forvaltning af naturlige ressourcer i Ukraine. Undersøgelsen påviste problemer og pegede på løsninger, som var fælles for mange af de østeuropæiske lande:

- der er ikke råd til større investeringer til modernisering og forureningskontrol;

- de fleste miljøinvesteringer vil skulle finansieres dels af erhvervslivet ud af egne midler og kapitaltræk, dels gennem passende gebyrer for brug af energi og kommunale tjenester, inklusive affaldshåndtering;

**Figur 7.13 Nedsættelse af vægten af emballage ved teknologiske forbedringer**

Emballagevægt

gram

400 g konservesdåse af metal

2 l sodavandsflaske (PET)

330 ml tindåse til drikkevarer

**Kilde:** Incpen, 1995



**Tabel 7.1 Vejledende oversigt over affaldslovgivning og -politik for 30 europæiske lande**





Miljøgodkendelse  
af bortskaffelses- og  
genvindings-  
anlæg

Mål

	Affalds- planer	Prioritet til fore- byg- gelse & mindsk. af affalds skade- lige virk.	Grønne afgifter på af- fald	Producent- ansvar	Fore- byg- gelse	Gen- vind./ genan- ven- delse	Kontrol med farligt affald	Basel- konven- tionen	Farligt affald	Andet affald
Østrig	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	R	✓	✓
Belgien	✓	✓	✓P	✓	✓	✓	✓	R	✓	✓
Danmark	✓	✓	✓L,P	✓	-	✓	✓	R	✓	✓
Finland	✓	✓	✓L,P	✓	x	✓	✓	R	✓	-
Frankrig	✓	✓	✓L,W	✓	-	✓	✓	R	✓	✓
Tyskland	✓	✓	x <sup>1</sup>	✓	✓	✓	✓	R	✓	✓
Grækenland	✓	✓	x	✓	✓	✓	✓	R	✓	✓
Irland	✓	✓	x	✓	x	✓	✓	R	✓	✓
Italien	✓	x	✓L,P	✓	x	✓	✓	R	✓	✓
Luxembourg	✓	✓	x	✓	x	-	✓	R	✓	✓
Nederlandene	✓	✓	✓L	✓	✓	✓	✓	R	✓	✓
Portugal	-	-	x	✓	x	✓	✓	R	✓	✓
Spanien	✓	x	x	✓	x	-	✓	R	✓	✓
Sverige	✓	✓	x	✓	✓	✓	✓	R	✓	✓
UK	✓	✓	✓L	✓	x	✓	✓	R	✓	✓
Island	-	x	✓W	✓	-	-	✓	R	-	-
Norge	✓	✓	✓P	✓	-	✓	✓	R	✓	✓
Schweiz	-	-	x	✓	-	-	✓	R	✓	-
Bosnien	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Bulgarien	x	x	x	✓	x	x	✓	R	✓	✓
Tjekkiet	-	-	x	✓	x	x	✓	R	✓	✓
Estland	-	-	✓P	✓	x	✓	✓	R	✓	✓
Ungarn	x	x	x	✓	x	x	✓	R	✓	✓
Letland	-	-	✓G	✓	-	-	✓	R	✓	✓
Litauen	✓	-	x	✓	x	-	✓	x	✓	✓
Polen	-	-	x	✓	x	x	✓	R	✓	✓
Rumænien	-	-	x	✓	x	x	✓	R	-	-

Slovakiet	-	-	x	✓	x	x	✓	R	✓	✓
Rusland	x	x	x	✓	x	x	✓	R	✓	✓
Ukraine	x	x	x	-	x	x	-	x	-	-

Tegnforklaring :

3 på plads

x ikke på plads

- ej oplyst

R har ratificeret Basel-

konventionen

L deponeringsafgift

P emballageafgift

W afgift på affaldsproduktion

G afgift på varer

Note: 1) kun i nogle delstater eller samfund.

**Kilder:** OECD 1996, E-K 1997, Perchards 1997, ADEME 1996, EEA 1996, IPPR 1996, McKenna & Co 1996, EBGU 1994, Clifford Chance 1995, Verdensbanken 1994, UK DTi/DoE JEMU reports, 1993-96, nationale knudepunkter, nationale ambassader, Basel-konventionens sekretariat, Genève, og Golder Associates Europe.

## Affald 143

- kapitalstærke virksomheder eller virksomheder med gode joint-venture-muligheder vil være dem, der hurtigst kan investere i ny teknologi;
- samfund, der kan eller vil betale for ny infrastruktur, vil selv være de første til at nyde fordel af en bedre affaldshåndtering.

Prioriteterne bør derfor være:

- forbedring af håndteringen af kommunalt og kommunalt indsamlet affald ved at opdele affald, kræve bedre styring af deponeringsanlæg samt forhøje deponeringsafgifterne;
- indførelse af programmer på lokalt plan til fremme af genanvendelsen af farligt og fast affald;
- udarbejdelse af en oversigt over deponeringspladser og en prioritering af disse ud fra deponeringspladsens potentielle sundhedsmæssige virkninger på arbejdstagere og det omgivende samfund;
- indførelse af billige afhjælpnings- eller inddæmningsforanstaltninger på prioriterede deponeringspladser;
- indførelse af lovgivning som vejledning for prioriteringen af anlæggene, fastlæggelse af behovet for oprensning, indberetningskrav samt regler for oplagring og transport af farlige stoffer og farligt affald (Verdensbanken, 1994).

Hertil kommer, at mange europæiske lande anvender økonomiske instrumenter som f.eks. afgifter for at dæmpe brugen af deponering eller støtter genbrugs- og genvindingsordninger for affald som f.eks. brugte dæk, flasker og spildolie.

### **Referencer**

ADEME (1996). *Synthesis of the Knowledge of Non-Hazardous Industrial Waste in the European Union and the OECD*. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, Frankrig.

Clifford Chance (1995). *The European Environmental Law Guide*.

EBGU(1994). *Investors' Environmental Guidelines*. European Bank for Reconstruction and Development.

E-K (1997). *Meddelelse fra Kommissionen til Rådet og Europa-Parlamentet om gennemførelse af direktiverne 75/439/EØF, 75/442/EØF, 78/219/EØF og 86/278/EØF om affaldspolitik*. KOM(97) 23 endelig udg. Bruxelles, februar 1997.

EEA, Det Europæiske Miljøagentur (1996). *Miljøafgifter – Implementering og miljømæssig effektivitet*. Environmental Issues series No 1. EEA, København, 1996. ISBN 92-9167-000-6.

Frost & Sullivan (1997). *European Market for Recycled Plastics*.

Hodalic, J., Slokar, M. og Gacesa, R. (1993). Hazardous Waste in Central and Eastern Europe. Case Study: Integrated Waste Management Concept. I *Proceedings: Better Waste Management – a Global Challenge*, International Solid Waste Association.

IPTS (1996). *The Recycling Industry in the European Union: Impediments and Prospects*. Institute for Prospective Technological Studies, Sevilla, s. 48.

IPPR (1996). *Green Taxes in Europe*. Institute of Public Policy Research, Det Forenede Kongerige.

McKenna & Co. (1996). *Study of Civil Liability Systems for Remedying Environmental Damage*. Final report B4/3040/94/000665/ MAR/H1.

OECD (1995). *Environmental Data Compendium 1995*. Organisationen for Økonomisk Samarbejde og Udvikling.

OECD (1996). *Environmental Taxes in OECD Countries*. Organisationen for Økonomisk Samarbejde og Udvikling.

OECD (1997). *Environmental Data Compendium 1997*. Organisationen for Økonomisk Samarbejde og Udvikling.

Perchards (1997). *Packaging Legislation in Europe - An Update*. Det Forenede Kongerige.

UK DTi/DoE (1993-1996). *Commercial Opportunity Briefs 1993-96*. Joint Environmental Marketing Unit.

van Beek, R. (1997). *Comparison of Household Waste Figures for Various European Countries*. Ministeriet for Boliganliggende, Fysisk Planlægning og Miljø, Nederlandene.

Verdensbanken (1994). *Ukraine: Suggested Priorities for Environmental Protection and Natural Resource Management*, bind 1 og 2.

*Waste Environment Today* (1996). Bind. 9, s. 7-8.

## 8. Biodiversitet

[In margin: Hovedkonklusioner]

Europas fauna er fortsat alvorligt truet, ligesom antallet af dyrearter i tilbagegang vokser. I mange lande er op til halvdelen af de kendte arter af hvirveldyr truet.

Mere end en tredjedel af Europas fuglearter er i tilbagegang. Værst står det til i det nordvestlige og centrale Europa. Dette skyldes især ødelæggelse af fuglenes levesteder som følge af ændringer i arealanvendelsen (især intensiveret landbrug og skovbrug), øget udvikling af infrastruktur, vandindvinding og forurening.

For en række dyrearter, der lever i tæt tilknytning til menneskets aktiviteter, øges bestandene dog, og der er sket en spredning af visse plantearter, der kan tåle et højt næringsstofniveau eller sur jord. Der er også sket en stigning i antallet af ynglende fugle i områder med økologisk landbrug. Indførelsen af fremmede arter skaber imidlertid problemer i havet, i ferskvand og på landjorden.

Tabet af vådområder er størst i den sydlige del af Europa, men også i mange landbrugs- og byområder i det nordvestlige og centrale Europa kan der fortsat konstateres store tab af vådområder. Hovedårsagerne er opdyrkning af arealer, forurening, afvanding, anlæggelse af fritidsområder og urbanisering. Nogle få store og mange mindre genopretningsprojekter i vandløb, søer, moser og sumpe kompenserer i nogen grad for disse tab, men for størstedelens vedkommende dog kun i mindre målestok.

Klitområderne er blevet reduceret med 40% i dette århundrede, hovedsageligt i den vestlige og nordvestlige del af Europa; en tredjedel af denne reduktion har fundet sted siden midten af 1970'erne. Hovedårsagerne er urbanisering, anlæggelse af fritidsområder og nyplantning af skov.

Det samlede skovareal vokser ligesom den samlede produktion af tømmer. "Ekstensivt" skovbrug, der tidligere var den mest udbredte form for skovdrift, erstattes i stigende grad af et mere intensivt og ensartet skovbrug. Brugen af eksotiske arter stiger fortsat. Det alvorlige tab af gamle naturlige og delvis naturlige skovområder fortsætter. De fleste af de gamle og næsten urørte skove findes nu i CØE-landene og NIS, men også andre steder findes der endnu mindre naturskove. Skovbrande er stadig et problem i Middelhavsområdet, selv om de berørte områder er blevet mindre. Bæredygtig skovdrift er ved at slå igennem i anvendelsen og forvaltningen af skovene, men der kan endnu ikke registreres en generel virkning heraf på biodiversiteten.

Efterhånden som landbrugsdriften intensiveres, og lavtydende arealer beplantes med skov, forringes eller forsvinder delvis naturlige levesteder i landbrugsområderne som f.eks. enge hurtigt. Disse levesteder, der tidligere var meget udbredte i Europa, er afhængige af en ekstensiv landbrugsdrift med en lav tilførsel af næringsstoffer. Levestederne er nu udsat for en stor tilførsel af næringsstoffer samt forurening. Når deres ofte meget rige plante- og dyreliv forsvinder, forsvinder også en stor del af det åbne landskabs naturlige biodiversitet.

Der er både internationalt og nationalt i alle lande truffet foranstaltninger og indført retlige instrumenter til beskyttelse af arter og levesteder. Derved er det lykkedes at beskytte betydelige land- og havområder og at bevare et antal arter og levesteder, men den praktiske gennemførelse af disse foranstaltninger er ofte vanskelig og langsommelig og har ikke kunnet opveje den generelle tilbagegang. På europæisk plan er de vigtigste initiativer implementeringen af Natura 2000-nettet over udpegede områder (vedrører EU) og EMERALD-nettet, der er ved at blive oprettet under Bernkonventionen (vedrører det øvrige Europa).

Generelt betragtes beskyttelse af biodiversiteten som mindre vigtig end de mere kortsigtede økonomiske og sociale interesser hos de sektorer, der bidrager mest til at ødelægge den. En af de største forhindringer for opfyldelsen af bevarelsesmålene er, at hensynet til

**biodiversiteten ikke er integreret i politikkerne for andre områder. Strategiske vurderinger af politikkers og programmers virkninger på miljøet vil sammen med en øget indsats for at beskytte naturen kunne fremme en sådan integrering.**

### 8.1. Indledning

Efter at konventionen om biologisk mangfoldighed blev indgået på FN's miljøtopmøde i 1992 i Rio de Janeiro, er biologisk mangfoldighed eller biodiversitet (defineret i boks 8.1) blevet et hyppigt brugt begreb. Siden da er betydningen af bevaring og bæredygtig udnyttelse af de forskellige bestanddele af biodiversiteten (lige fra økosystemer og levesteder til arter og genetiske ressourcer) vokset i mange lande, hvor der er en stigende erkendelse af, at "biologisk mangfoldighed er selve grundlaget for menneskets eksistens" (konventionen om biologisk mangfoldighed, 1997. UNEP, 1995; se box 8.1). Princippet i konventionen indgår i en lang række strategioplæg. Imidlertid går det generelt langsomt med at få gennemført politikker, der bygger på disse principper.

Trods forskellige opfattelser af, hvorledes begrebet biodiversitet skal fortolkes, og hvilke indsatsområder der skal prioriteres, er der en voksende forståelse af disses gensidige afhængighed samt af ansvaret for og nødvendigheden af en bæredygtig udnyttelse af de naturlige ressourcer, herunder de biologiske og genetiske ressourcer. I kraft af forpligtelserne i konventionen om biologisk mangfoldighed er man således begyndt at betragte landbrug, skovbrug, fiskeri, ressourceudnyttelse, arealanvendelse og naturbevaring som en helhed.

Dette kapitel behandler hovedsagelig dyr og planter samt naturlige og delvis naturlige levesteder og økosystemer. De fleste af eksemplerne er hentet fra landjorden. Biodiversiteten i hav-, kyst- og ferskvandsområder behandles ikke, fordi de sparsomme oplysninger, der foreligger om disse emner, mest omhandler vandkvalitet eller fiskeri.

De ændringer i forekomsten og fordelingen af arter og levesteder, der beskrives i dette kapitel, afspejler virkningen af mange af de miljøproblemer, der er behandlet i andre kapitler.

### 8.2. Ændringer i biodiversiteten i Europa

#### 8.2.1. Ændringer foranlediget af nye former for arealanvendelse

De fleste af de ændringer i biodiversiteten, der sker i Europa, skyldes primært overgang til intensiv dyrkning af jorden, skovdrift, urbanisering, fiskeri og intensiv mineral- og vandudnyttelse, massetransport og -turisme samt den heraf følgende ændrede arealanvendelse. Ændret arealanvendelse har i det meste af Europa forårsaget store ændringer i økosystemerne og begrænset mangfoldigheden i naturlige og delvis naturlige levesteder, som er blevet såvel forstyrret, ødelagt som forurenede (Baldock 1990; Pain og Pienkowski 1997, Tucker og Evans 1997). Biodiversiteten har også ændret sig som følge af indførelsen af nye arter.

Tabel 8.1 giver en oversigt over nogle af de følger, som udviklingen og den ændrede arealanvendelse har haft for de vigtigste typer af levesteder i Europa.

I dag har Europa stort set ingen helt urørte naturområder og kun få

### **Box 8.1: Definition af biodiversitet**

I den internationale konvention om biologisk mangfoldighed, der blev indgået i Rio de Janeiro i 1992, defineres biodiversitet som mangfoldigheden af forskellige typer biologiske elementer på forskellige niveauer, dvs. som *"mangfoldigheden af levende organismer i alle miljøer, både på land og i vand, samt de økologiske samspil, som organismene indgår i. Biologisk mangfoldighed omfatter såvel variationen inden for og mellem arterne som mangfoldigheden af økosystemer"*. Biologisk mangfoldighed omfatter ikke alene variationen mellem arterne, men også den genetiske variation inden for arterne samt variationen mellem artssamfund, levesteder og økosystemer. De forskellige elementer i biodiversiteten – såvel store som små, sjældne eller almindelige – medvirker alle i de universelle processer, der skaber, opretholder og regulerer liv. Hvis biodiversiteten ændres, forringes eller helt forsvinder, har det således ikke blot væsentlige økologiske, etiske og æstetiske konsekvenser, men også økonomiske, samfundsmæssige og kulturelle følger og omkostninger. Dette var der bred enighed om på Rio-topmødet.

Konventionen tager sigte på bevaring af den biologiske mangfoldighed, bæredygtig udnyttelse af mangfoldigheden og en retfærdig fordeling af de fordele, som udnyttelsen af de genetiske ressourcer medfører. Denne fordeling af fordelene kan opnås ved, at lande med mange genetiske ressourcer giver andre lande adgang til ressourcerne mod til gengæld at få stillet de relevante teknologier til rådighed. Problemerne omkring rettighederne til sådanne ressourcer og teknologier må løses ved egnede finansieringsmekanismer.



**Table 8.1** Oversigt over arealanvendelser som drivende kræfter, der påvirker biodiversiteten i Europa

Påvirkede levesteder	Landbrug	Vandudnyttelse -forvaltning	Udbygning af byer, industri, turisme samt infrastruktur	Skovforvaltning	Andet
Marine vandområder, inkl. flodmundinger	Eutrofiering og pesticideforurening fra udvaskning, afstrømning eller deposition fra luften. Sedimentering	Ændringer i vandudskiftningen mellem have, laguner og flodmundinger	Forurening fra udledning i havet af olie, spildevand, afvandingsområder industri-/husholdningsaffald	Skovfældning i kæden af overfiskning for floder med heraf følgende erosion, sedimentering og eutrofiering	Indvirkning på fødekæden af overfiskning. Skader på levesteder i havbunden forårsaget af trawlfiskeri og oprensning. Indførelse af andre arter. Akvakultur
Kystnære levesteder	Eutrofiering og pesticideforurening fra udvaskning, afstrømning eller deposition fra luften. Dårlig drift af saltmarsk og sandklitter. Genopdyrkning af græsområder.	Påvirkning af tidevandsafhængige levesteder gennem ændrede/reducerede ferskvands/saltvandsstrømme.	Direkte tab og fragmentering af levesteder som følge af udviklingen. Forstyrrelser fra fritidsaktiviteter, som f.eks. vandsport, jagt og fiskeri. Biltrafik. Termisk vandforurening fra kraftværker.	Nyplantning af skove i klitterne	Forstyrrelser i de naturlige geomorfologiske processer, f.eks. ved kystsikring, akvakultur og oprensning.
Ferske vandområder	Eutrofiering og pesticideforurening fra udvaskning,	Ændringer i udledninger. Regulering af floder og	Forurening fra spildevand, industri-/husholdningsaffald.	Eutrofiering eller forsuring fra ud-	Indførelse af fremmede arter, akvakultur

(floder og søer)	afstrømning eller deposition fra luften. Sedimentering. Forsaltning	søer med henblik på afvanding, forebyggelse af oversvømmelse og besejling. Floddæmninger og inddigning af vådområder.	Forstyrrelser som følge af fritids- og turistaktiviteter	vaskning og afstrømning, jorderosion og -sedimentering, især efter større skovfældninger	
Indlandsvådområder (moser og sumpe)	Eutrofiering og pesticideforurening fra udvaskning, afstrømning eller deposition fra luften. Dræning med henblik på opdyrkning (land- eller skovbrug). Dårlig drift af græsområder	Indvinding af grund- og overfladevand	Dræning samt tab og fragmentering af levesteder. Forurening fra industri- og husholdningsspildevand. Forsuring af ferske vandområder	Dræning og skovrejsning i vådområder	Forurening, forstyrrelse og ændring af levesteder som følge af intensiv akvakultur
Højtliggende heder, sumpe og tundra	Eutrofiering, forsuring eller pesticideforurening (luftbåren). Dræning af sumpe, dårlig drift/overgræsning af tundra & heder.	Omdannelse af naturlige levesteder til reservoirer	Sur deposition fra kilder i industrien og byerne	Dræning af og skovrejsning på højtliggende heder og sumpe	Rovdyrbekæmpelse, tørvegravning
Agerjord	Øget specialisering og intensivering. Fortrængning af traditionelle driftsformer, som f.eks. små blandede landbrug og indførelse af monokultur. Fjernelse af mindre levesteder samt landskabsværdier.	Kunstvanding af ikke-intensive-tørlandbrugssystemer. Udtørring af muldlag. Tab af variation i fugtighed. Forsaltning	Tab af arealer	Skovrejsning. Udvikling af agroskovbrugssystemer	

Jordtab/erosion.

Delvis naturlige græsmarker og ekstensiv korndyrkning (pseudosteppe)	Eutrofiering, forsurening eller pesticideforurening (luftbåren, lokal anvendelse). Øget specialisering og intensivering. Fortrængning af traditionelle dyrkningsformer som f.eks. små blandede landbrug, ekstensiv græsning og høproduktion. Fjernelse af mindre levesteder samt landskabsværdier. Intensiv græsning på visse arealer. Dårlig forvaltning af og mindre græsning på en del større arealer	Tab af græsmarker på flodsletter som følge af regulering af floder og søer med henblik på dels forebyggelse af oversvømmelse dels besejling	Fragmentering af levesteder og tab af åbne landskaber	Skovrejsning på åbne græssletter og ekstensiv korndyrkning (pseudosteppe)	
Levesteder på heder, i krat og på klipper	Eutrofiering, forsurening eller pesticideforurening (især luftbåren). Dårlig forvaltning		Direkte tab og fragmentering af levesteder som følge af udviklingen	Skovrejsning på heder og i kratområder ved Middelhavet	Ukontrollerede hyppige brande, især i Middelhavslande
Skove	Eutrofiering eller forsurening og pesticideforurening (luftbåren, lokal anvendelse). Overgræsning visse steder		Direkte tab og fragmentering af levesteder. Forstyrrelser fra fritidsaktiviteter. Forsuring og luftbårne forureningsstoffer.	Intensivering og ensretning af driften, sammenpresning af jord, vejanlæg, brug af pesticider, beplantning med eksotiske arter. Fældning af gamle skove	Ukontrollerede hyppige brande i Middelhavslande, for få brande i visse boreale og tempererede skove, stor hjortebestand

---

---

**Kort 8.1 Fordeling af de væsentligste levesteder**

Fordeling af de væsentligste levesteder

1:20 000 000

kunstige områder

stærkt kunstige beplantede områder

mindre kunstige beplantede områder

skove

ikke-skovdækkede delvis naturlige områder

vådområder

indlandsoverfladevande

**Kilder:** EEA ETC/LC og EEA ETC/NC. EEA's "Land cover data", november 1997

næsten urørte områder. Ca. en tredjedel af landområderne er dækket af skov, fra ca. 6% i Irland til 66% i Finland, (EEA, 1995). Ca. 40% af landområderne er landbrugsjord under en eller anden form, fra under 10% i Finland, Sverige og Norge til 60% i Rumænien og Polen og 70% eller derover i Det Forenede Kongerige og Irland.

Europas mange forskellige levesteder spiller en vigtig rolle for landskab og klima, både strukturelt og funktionelt, og er en del af den "natur", som de fleste af Europas indbyggere kender fra hverdagen. Mange naturlige og delvis naturlige områder i skove og på landbrugsbedrifter er imidlertid ved at forsvinde samtidig med, at stadig større områder bebygges eller benyttes til intensivt land- og skovbrug. Den intensive brug medfører, at naturlige og delvis naturlige levesteder kommer til at ligge spredt og isoleret (kort 8.1).

I Østeuropa er der siden begyndelsen af 1990'erne sket en generel reduktion af landbrugsarealerne. I de fleste af de østeuropæiske lande er der sket et lille fald i størrelsen af landbrugsjorden, en tendens der vil blive forstærket på marginaljorderne, hvor mange små og store arealer braklægges. Der gøres stadigvæk udstrakt brug af traditionelle landbrugsteknikker og gammelkendte afgrøder og dyreracer, men der forventes store ændringer i de kommende årtier. Den samme udvikling er undervejs i Middelhavsområdet.

I Vesteuropa fortsætter tendensen til øget intensivisering og specialisering af landbruget, dog med den tilføjelse, at der siden 1993 er ført en braklægningspolitik, som måske vil medføre en ændret arealudnyttelse. Endvidere breder skovene sig, til dels ved selvsåning på braklagt jord. Mange lande giver store tilskud til nyplantning af skov, dels for at øge træproduktionen, men også som en miljømæssig og samfundsmæssig foranstaltning, idet skove kan virke som filter for grundvandet, øge optagelsen af CO<sub>2</sub>, tjene rekreative formål og forbedre det lokale klima.

De skovbevoksede arealer er langsomt ved at brede sig, hovedsagelig på dårlige eller marginale jorder. Skovlysningerne er imidlertid ved at forsvinde, og flere og flere veje skærer igennem skovene, hvilket påvirker den naturlige biodiversitet. Vejene kan føre både til en skadelig fragmentering af levesteder og til ødelæggelse af værdifulde områder. Vejene giver endvidere lettere adgang til tidligere afsidesliggende områder med risiko for alvorlige konsekvenser på længere sigt for integriteten i økosystemerne. Denne udvikling er særlig bekymrende i lande med store og indtil nu sammenhængende skovområder som f.eks. de nordiske lande (Nordisk Råd, 1997). Skovdriften er generelt blevet mere intensiv og ensartet, ligesom man er begyndt at indføre eksotiske træarter. Der er dog en voksende interesse for bæredygtig skovdrift, herunder brug af lokale træarter.

Overalt i Europa har beskyttelsen af sjældne og truede levesteder og arter fået en central placering i naturbeskyttelsen. Urørte eller næsten urørte områder og meget gamle områder er højt prioriteret. Den naturlige artsrigdom her er ofte større end den, man ellers finder (Wiens, 1989; Fuller, 1995), og er derfor af uvurderlig betydning, både i sig selv som genetiske reservoirer, og som rekoloniseringscentre. Disse områder yder også et væsentligt bidrag til forståelsen af den biologiske udvikling i Europa.

De få og oftest små naturlige og naturnære områder er hovedsageligt beliggende ved kysterne, indenlandske vandområder, bjerge eller vanskeligt tilgængelige områder, jf. kort 8.2. Ferskvandslevestederne findes på mange små og forholdsvis upåvirkede områder og ofte ved udspring af vandløb, men de fleste påvirkes direkte eller indirekte såvel af land- og skovbrug som af bymæssige og industrielle aktiviteter. Variationen i Europas kyst- og havområder er stor, men den menneskelige indflydelse er stærk. Selv de mest afsidesliggende terrestriske og akvatiske områder modtager vind- og vandbårne næringsstoffer og forurenende stoffer og påvirkes af klimaændringer og menneskelig indtrængning.

Begrebet "europæiske biogeografiske områder" (box 8.2) blev udviklet for at muliggøre de vurderinger af den naturlige biodiversitet, der var nødvendige for at kunne udarbejde en EU-fortegnelse over naturområder af betydning for Europas levesteder og arter (NATURA 2000-netværket, se afsnit 8.4). Områderne er vist i kort 8.3, som danner grundlag for nedenstående gennemgang af tendenserne for udviklingen af arter og levesteder.

### ***8.2.2. Tendenser i Europas bestande af arter***

De foreliggende data om navnlig planter, hvirveldyr og visse insektgrupper som f.eks. sommerfugle tyder på en fortsat forringelse af Europas naturlige og delvis naturlige levesteder. Forringelsen har medført et voldsomt fald i bestandenes størrelse og i spredningen af et meget stort antal arter.

**Kort 8.2 Områder, der er forholdsvis lidt påvirket af urbanisering, transport og intensivt landbrug**

Områder, der er forholdsvis lidt påvirket af urbanisering, transport og intensivt landbrug

1:20 000 000

påvirkning

ekstremt høj

minimal

ingen potentielle (delvis) naturlige områder

oplysninger om plantedækket mangler

feltstørrelse 10 km x 10 km

**Note:** Baseret på EEA's "Land cover data" fra november 1997. Storbritannien, Finland og Sverige har anvendt en anden metode, hvilket gør en direkte sammenligning med resten af Europa usikker. Påvirkningen fra intensivt skovbrug samt fritids-/turistaktiviteter er ikke medtaget.

Analysen af påvirkningerne på naturen i kort 8.2 er baseret på en aggregering af arealklasserne for områder med et højt potentielt naturindhold, dvs. krat, hede, naturlige græsarealer samt indenlandske og kystnære vådområder. Kortet omfatter også alle former for skove, uanset driftsform. Sådanne områder er generelt modtagelige for påvirkninger fra naboer, der enten bruges intensivt eller skaber barrierer og opdeler naturområder, dvs. by- og industriområder, veje o.lign. samt intensivt drevne landbrug. Vandområder (søer og floder), græsmarker og komplekse heterogene landbrugsområder er i analysen betragtet som neutrale, dvs. som områder, der ikke udøver en væsentlig påvirkning.

**Kilde:** EEA ETC/NC-ETC/LC, 1997



**Kort 8.3 Kort over biogeografiske områder i Europa – vedtaget i 1997**

Biogeografiske områder

1:30 000 000

Arktiske

Alpine

Boreale

Atlantiske

Kontinentale

Steppeagtige

Panoniske

Anatoliske

Mediterrane

Sortehavet

Makaronesiske

**Kilde:** E-K GD XI, Europa-Rådet, 1997

**Box 8.2: Begrebet "biogeografisk område" og udarbejdelsen af kortet**

Kortet over de biogeografiske områder blev udarbejdet som et værktøj til vurdering af EU's NATURA 2000-netværk (EU-Rådets direktiv 92/43/EØF). Efter, at Finland og Sverige havde tiltrådt Den Europæiske Union blev det boreale område føjet til de oprindelige fem områder (det alpiske, atlantiske, kontinentale, makaronesiske og mediterrane område). Det herved opståede EUR15-kort over biogeografiske områder byggede på kortet over naturlig vegetation (E-K og Europa-Rådet, 1987). Dette er første gang, der til brug for en officiel evaluering af naturtyper anvendes en geografisk ramme, der afviger fra de administrative grænser.

Det nuværende paneuropæiske kort over biogeografiske områder bygger på EUR15-kortet fra Europa-Rådet (sekretariatet for Bern-konventionen) og skal benyttes ved etableringen af Emerald-netværket. Den del af kortet, der ikke vedrører EU, bygger på en aggregering af enhederne i det paneuropæiske kort over naturlig vegetation (Bohn, 1996). EUR15-kortet blev kun udvidet med fem områder (det anatoliske, arktiske, sortehavs-, panoniske steppeagtige område). Det paneuropæiske kort bygger på samme fortolkningsprincipper som EUR15-kortet og har ligeledes de samme evaluerings- og rapporteringsmål, blot i paneuropæisk målestok (Europa-Rådet, 1997).



- Hjemmehørende arter, tidligere med alvorlig tilbagegang, nu varierende lokal status:

Vandrefalk	Tidligere stor udbredelse. Tilbagegang fra midten af det 20. århundrede som følge af udstrakt brug af insektbekæmpelsesmidler i landbruget. I en vis fremgang igen efter faldet i brugen af organiske chlorforbindelser.
Spansk kejsrerørn	Tæt på udryddelse i 1960'erne. Bestanden nu i langsom fremgang efter intensivt genoprettelsesprogram.

- Hjemmehørende arter, tidligere med alvorlig tilbagegang, nu med varierende lokale problemer.

Brun bjørn	Under tilbagegang uafbrudt siden middelalderen. Nu kun tre hovedpopulationsgrupper tilbage. Nogle i fremgang, nogle i alvorlig tilbagegang/med behov for hjælp. Finansieret af LIFE Nature.
Europæisk ulv	Fandtes engang i hele Europa, drastisk fald siden middelalderen. Nu opsplittede grupper af bestande, der klarer sig mere eller mindre godt.
Fruesko	Mange områder med store bestande, men nær udryddelse i andre områder. Beskyttelse har givet meget forskellige resultater.

#### **Arter i kraftig tilbagegang:**

- Hjemmehørende arter i kraftig tilbagegang:

Iberisk los	Nær udryddelse på Den Iberiske Halvø.
Engsnare	Meget spredt, men i små antal. Stærk tilbagegang gennem de sidste 20 år som følge af ændringer i landbruget. Finansieret af LIFE Nature.
Stør	Tidligere meget udbredt migrerende fisk, nu kun få isolerede bestande tilbage. Forurening, flodbarrierer og overfiskning.

**Kilder:** Internationale og nationale "Rødlister", LIFE Nature-finansierede programmer (E-K GD XI, 1997a), Bournerias, 1989, Dauvin, 1997, IMO/UNP, 1997, Lambinon, 1997, Leten, 1989, Meinesz, 1997, Ribera m.fl., 1996, Rodwell, 1991

Arterne i tilbagegang er hovedsagelig hjemmehørende arter, der er afhængige af gamle levesteder, rent vand og ren luft samt ringe menneskelig forstyrrelse. Hidtil meget almindelige arter er imidlertid nu også i tilbagegang. Tendenserne for disse arter tyder på, at der er sket generelle og fundamentale ændringer i hele miljøet, der påvirkes stærkt af den samfundsøkonomiske udvikling. Fra den sydlige del af det svenske landbrugsområde er der for nylig rapporteret en generel tilbagegang for en lang række, tidligere meget udbredte, plantearter på alle levesteder. Tilbagegangen forbindes med stigende kvælstofkoncentrationer (Tyler og Olsson, 1997).

Ikke alle arter er i tilbagegang. Mange bestande svinger omkring et mere eller mindre konstant niveau. Naturgenoprettelse, jagtbegrænsninger og overgang til mindre intensivt landbrug samt et lavere forbrug af kemikalier er begyndt at give resultater om end disse endnu er begrænsede. Bestanden af visse truede eller uddøende arter er således igen begyndt at stige. Nogle arter har flyttet deres levesteder til nye områder som f.eks. motorvejsrabatter og overløbsbassiner, ligesom skarvebestanden fra et lavt udgangspunkt er vokset så meget, at det skaber konflikter. Der er ligeledes voksende bekymring over indførte arter eller ukrudtsformer, som skaber problemer ikke alene for land- og skovbrug og fiskeri, men også for naturbevaringen. I box 8.3 er vist en række eksempler på arter, der er ved at ændre populationsstatus.

I Europa findes der 172 arter af hvirveldyr (IUCN, 1996) og 2 851 højere plantearter (IUCN, under trykning), der er truet af global udryddelse. En undersøgelse af, hvor mange procent af dyrearterne i 24 europæiske lande der er truet på nationalt plan, viser, at det er mange (figur 8.1). I adskillige lande er over 45% af de kendte vildtlevende arter af hvirveldyr truet.

En undersøgelse foretaget af BirdLife International og European Bird Census Council (BCIS, 1997; Tucker og Heath, 1994) viser, at bevaringsstatusen for 38% af Europas fugle er dårlig. Dette skyldes især, at bestandene i hele Europa oplever en væsentlig tilbagegang (kort 8.4).

Undersøgelsen viser også, at mange af de fuglearter, der er på retur, er eller har været almindelige og meget udbredte. Problemet begrænser sig således ikke til enkelte specialiserede sjældne arter, ligesom ændringerne sker på det meste af kontinentet. Andre plante- og dyregrupper kan være endnu alvorligere ramt, idet fugle ikke anses for at være de mest følsomme miljøindikatorer (Furness m.fl., 1993). Selv om virkningen af menneskelige aktiviteter på fugle formentlig også afspejler tilsvarende virkninger på andre dyre- og plantegrupper, vil virkningerne af de menneskelige aktiviteter på biodiversiteten formentlig være endnu større, end virkningerne på fugle lader formode.

Ser man på tendenserne for fuglebestandene i kort 8.4, vil man se, at mange områder er ramt af nedgang, men at den nordvestlige og centrale del af Europa er hårdest ramt.

En sammenligning af levesteder viser, at en stor procentdel af fuglene på alle levesteder har en dårlig bevaringsstatus (dette gælder også visse sjældne eller lokale arter, som ikke er i tilbagegang). Procentdelen er højest for levesteder i landbrugsområder (49%) og lavest i boreale og tempererede skove (33%) (Tucker og Heath, 1994, Tucker og Evans, 1997). Som beskrevet ovenfor afspejler mange af disse resultater den indflydelse, som forskellige former for arealanvendelse og menneskelige aktiviteter i øvrigt har på Europas regioner og levesteder.

Af hovedsagelig økonomiske årsager er også mange typer gamle eller ikke særlig udbredte husdyr- og kulturplantearter truet. For at fremme bevaringen af sådanne arter har EU bl.a. vedtaget forordning nr. 1467/94 om bevarelse, beskrivelse, indsamling og udnyttelse af genressourcer i landbruget. Flere lande har vedtaget nationale programmer for *in situ* bevaring af den genetiske arv. På paneuropæisk plan har man siden

**Figur 8.1 Arter, der er truet på nationalt plan i Europa**

antal lande

Padder

Krybdyr

Pattedyr

Fugle

Ferskvandsfisk

truede arter i procent af kendte arter

**Note:** Omfattede lande: Albanien, Bosnien-Hercegovina, Bulgarien, Danmark, Estland, Det Forenede Kongerige, Finland, Frankrig, Grækenland, Island, Letland, Litauen, Malta, Moldova, Nederlandene, Norge, Polen, Portugal, Rumænien, Slovakiet, Slovenien, Spanien, Sverige, Tyskland, Ungarn, Østrig.

**Kilder:** EEA's nationale knudepunkter, 1997. Samlet af EEA ETC/NC

1994 inden for rammerne af European Forest Genetic Resources Programme (EUFORGEN) søgt at sikre en effektiv bevaring og bæredygtig udnyttelse af skovgenetiske ressourcer for et begrænset antal træarter. 26 lande deltager i programmet (EUFORGEN, 1997).

#### ***Mangfoldighed af arter og artsrigdom***

Antallet af arter i et område, det være sig lille eller stort, benyttes ofte som en enkel målestok for tilstanden og værdien for biodiversiteten i området. Sådanne tal giver dog kun mening, såfremt de med bestemtthed kan relateres til den lokale økologi, klimazonen og regionen. I figur 8.2 er vist en oversigt over antallet af hvirveldyrarter bortset fra fisk i hvert af de biogeografiske områder i Europa, mens figur 8.3 viser antallet af arter fordelt på væsentlige former for levesteder. Det mediterrane og det alpine område er vigtige områder med stor mangfoldighed af arter på et forholdsvis lille areal.

Artsrigdom er blot et af flere mål for biodiversiteten. Den væsentligste ulempe ved at bruge artsrigdom som mål er, at der derved ikke tages hensyn til betydningen af de enkelte arter eller deres udbredelse og relationer til området eller levestedet. Levesteder, der naturligt indeholder mange arter, tillægges normalt høj værdi. Levesteder med en lille

#### **Kort 8.4 Status over fuglebestande i Europa**

Status over fuglebestande

1:30 000 000

Tendenser:

stort fald på mindst 50%

mindre fald på 20-49%

stabile/med små udsving

mindre stigning på 20-49%

stor stigning på mindst 50%

ny ynglefugl

uddød

mangler

ej oplyst

**Kilde:** BirdLife International/European Bird Census Council (EBCC):  
European Bird Database; data fra maj 1997; Tucker og Heath, 1994

artsrigdom kan dog også være af stor betydning for små, unikke grupper af specialiserede arter eller nøglebestande (f.eks. ved at fungere som foderplads for migrerende arter). Sådanne levesteder kan også være vigtige for specifikke økologiske processer som CO<sub>2</sub>-optagelse og filtrering af vand.

I takt med den voksende erkendelse af betydningen af biodiversiteten fokuseres der nu også på andre artsgrupper end sjældne og truede hvirveldyr, højere planteliv og betydende bestande af trækfuglearter. Som eksempel kan nævnes interessen for mere almindelige vildtlevende arter samt kulturafgrøder og disses vilde slægtninge.

Hvirveldyr og højerestående planter er de bedst beskrevne arter, men udgør kun en lille brøkdel af det samlede antal arter i Europa, som ligesom for lande uden for Europa overvejende består af hvirvelløse dyr, alger og svampe. I f.eks. Italien er der registreret 54 400 arter og underarter, hvoraf kun 1 253 er hvirveldyr. De fleste af disse er fugle, som også generelt er de mest veldokumenterede (Minelli, 1996). Også i resten af Europa findes der en lignende fordeling. Af Norges ca. 30 000 kendte arter er 320 hvirveldyr. I Polen er der registreret ca. 33 000 dyrearter, hvoraf 25 000 er insekter, 5 000 svampe og 11 000 planter, heraf 2 300 højerestående planter.

Af kort 8.5 fremgår det, at koncentrationen af krybdyr er størst i Sydeuropa med et varmt og tørt klima. Til gengæld viser kort 8.6, at padder, der er afhængige af våde eller fugtige levesteder, forekommer mere koncentreret i Centraleuropa, den sydvestlige del af Den Iberiske Halvø samt på Balkan. Artsrigdommen af fugle (kort 8.7) har ikke den samme geografiske variation og er vanskelig at beskrive på kontinentalt plan, hovedsageligt fordi så mange fuglearter er trækfugle. Koncentrationen af pattedyr er størst i CØE-landene (kort 8.8).

Sydeuropa er langt rigere på planter end Nordeuropa. Dette skyldes især klimaet, men også

**Figur 8.2 Artsrigdommen i de biogeografiske områder i Europa**

Pattedyr - Ynglefugle - Krybdyr - Padder

Arktiske

Alpine

Boreale

Atlantiske

Kontinentale

Steppeagtige

Panoniske

Mediterrane

Sortehavet

Makaronesiske

**Note:** En art, der findes i forskellige områder, tælles med for hvert af disse områder.

**Kilder:** Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe -1997, Atlas of European Mammals (under trykning), EBCC Atlas of European Breeding Birds - 1997. Samlet af EEA ETC/NC, 1997

**Figur 8.3 Artsrigdommen på de vigtigste typer af levesteder**

kunstige områder bortset fra markafgrøder

marine vandområder

markafgrøder

ferske vandområder

områder med ingen eller kun lidt vegetation

hede- og kratområder

græsningsarealer

vådområder

skove

arter

Pattedyr

Ynglefugle

Krybdyr

Padder

antal

**Note:** Samlet antal europæiske ynglende eller fouragerende arter i hvert område. En art, der findes i forskellige levesteder, medregnes i hvert af disse levesteder.

**Kilder:** Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe -1997, Atlas of European Mammals, (under trykning), EBCC Atlas of European Breeding Birds - 1997. Samlet af EEA ETC/NC, 1997



istiden i Nordeuropa. Alene Middelhavsområdet (inkl. Maghreb-området i Nordafrika) tegner sig for ca. 10% af alle højerestående planter i verden, selv om de mediterrane økosystemer kun dækker ca. 1,5% af de samlede økosystemer til lands (Ramade, 1997). De fleste af de europæiske vildtlevende slægtninge af dyrkede planter stammer også fra Middelhavsområdet (figur 8.4). Disse planter breder sig ofte meget og er af stor betydning som genetisk ressource til brug for den fremtidige forædling af afgrøder (Heywood og Zohary, 1995, Valdes m.fl., 1997).

Det anslås, at det samlede antal højerestående plantearter i verden ligger på omkring 300 000-350 000, hvoraf ca. 60% er endemiske. Af de ca. 12 500 højerestående plantearter i Europa er de 3 500 (ca. 28%) endemiske (Davis m.fl., 1994).

I en nyere undersøgelse har Davis m.fl. (1994) defineret 24 centre for plantediversitet og endemiske planter i Europa (kort 8.9). En af konsekvenserne af istiden var, at det meste af floraen på den nordlige del af kontinentet gik tabt. Derfor befinder de fleste af centrene sig da også i Middelhavsområdet og i de tilgrænsende bjergkæder. Floraen på de store sydeuropæiske halvøer, Iberia, Italien og Balkan, blev beriget i takt med, at planterne vandrede mod syd. Disse områder fungerede som tilflugtssteder for arter, der kræver et varmt klima. Da klimaet blev bedre, udvandrede mange af

#### **Kort 8.5 Forekomsten af krybdyr i Europa**

Krybdyr

1:30 000 000

Antal arter i 50 km x 50 km netfelt

ingen oplysninger for områder uden prikker

**Note:** Følgende lande er kun delvis omfattet: Grækenland (de græske øer langs de tyrkiske kyster), Aserbajdsjan, Kasakhstan og Rusland. Der er ingen oplysninger fra det makaronesiske område.

**Kilde:** Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe -1997

arterne ikke, men blev på det område, hvor de havde søgt tilflugt fra ismasserne (Pawlowski, 1970).

Derimod er de højerestående, mere mobile dyrearter i Europa generelt mindre endemiske. Der er f.eks. kun tre områder i Europa, der tjener som tilholdssted for to eller flere endemiske fuglearter: Madeira og De Kanariske Øer, Cypern og Caucasus (BirdLife International, 1994).

Da endemiske arter er meget afhængige af specifikke økologiske forhold og kun vanskeligt tåler konkurrence, er mange af sådanne arter særlig sårbare over for ændringer i miljøet og indtrængende nye arter eller skadedyr.

### 8.2.3. Ændringer i levesteder

Mange af de observerede forandringer i bestandene og artsrigdommen er forårsaget af ændringer i levestederne. Generelt er der tegn på en fortsat forringelse af de europæiske levesteder. Nogle af levestederne afspejler stadig tidligere tiders renere og mindre forstyrrede forhold og den mindre intensive drift. Som nævnt i afsnit 8.2.1 indeholder mange af disse ofte omhyggeligt beskyttede områder nogle af de mest intakte og

#### **Kort 8.6 Forekomsten af padder i Europa**

Padder

1:30 000 000

Antal arter pr. felt (50 km x 50 km)

ingen oplysninger for områder uden prikker

**Note:** Følgende lande er kun delvis omfattet: Grækenland (de græske øer langs de tyrkiske kyster), Aserbajdsjan, Kasakhstan og Rusland. Der er ingen oplysninger fra det makaronesiske område.

**Kilde:** Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe -1997

uforandrede økosystemer af de tilbageværende i Europa. Disse områder har bevaret en stor del af deres oprindelige og karakteristiske dyreliv og er derfor oplagte mål for naturbevaringsforanstaltninger.

De levesteder og arter, som har været naturligt forekommende i Europa gennem en lang sammenhængende periode, indgår i et tæt samspil og er ofte uerstattelige. Det samme gælder for levesteder, der er skabt under lange perioder med ekstensivt landbrug og skovbrug, som har resulteret i delvis naturlige områder. Nogle af disse områder er meget gamle og opretholdes med stor dygtighed, men giver normalt kun ringe indtægter. Beplantning for at forhindre erosion bevirker, at mange naturligt dynamiske levesteder som f.eks. klitter er ved at forsvinde.

For alle typer levesteder gælder det, at de påvirkes af eutrofiering og tilførsel af for store mængder menneskeskabte næringsstoffer (EEA monografi, under udarbejdelse).

Nedenfor er beskrevet nogle af hovedtendenserne for fire af de vigtigste typer levesteder:

#### *Vådområder*

•Vådområderne var nogle af de første levesteder, der blev omfattet af internationale foranstaltninger til bevaring af naturen, og de fleste lande har

#### **Kort 8.7 Forekomsten af ynglefugle i Europa**

Ynglefugle

1:30 000 000

Antal arter pr. felt (50 km x 50 km)

ingen oplysninger for områder uden prikker

**Kilde:** EBCC Atlas of European Breeding Birds - 1997 (Hagemeijer og Blair, 1997)

beskyttet store dele af deres vådområder (Ramsar-konventionen).

- Trods mange fortegnelser og en god forståelse af tilstanden og tendenserne for vådområderne er det for mange lande stadig vanskeligt at skaffe nøjagtige og sammenlignelige data på nationalt plan. Figur 8.5 viser i diagramform de nyeste data om beskyttede vådområder i en række lande.
- Selv om de fleste lande i dag har iværksat beskyttelsesforanstaltninger for vådområder, fortsætter de seneste 100-150 års drastiske fald i antallet af sådanne områder. Mange steder er faldet dog for nedadgående.
- I dag er tabet af vådområder mindst i de nordlige dele af Europa og størst i de sydlige dele, hvor der helt naturligt er færre vådområder (Tucker og Evans, 1997). Mange vådområder i de lavtliggende dele af Central- og Nordvesteuropa er gået tabt i områder med intensivt landbrug og i byområder.
- Større og mere udbredte ændringer i de resterende store vådområder kan få væsentlig betydning for de trækfugle, der lever i vådområder.

**Kort 8.8. Forekomsten af pattedyr i Europa**

Pattedyr

1:30 000 000

Antal arter pr. felt (50 km x 50 km)

ingen oplysninger for områder uden prikker

**Note:** Sæler er ikke medtaget i oversigten. Der foreligger ingen data fra Rusland, Hviderusland, Ukraine, Moldova og Kaukasus; dataene for den sydlige del af Bayern, Portugal, den centrale del af Spanien og Balkan er mangelfulde.

**Kilde:** Atlas of European Mammals, (under trykning)

Disse fugle må klare sig med stadig færre vådområder på deres trækruter og ynglepladser.

- Især de kystnære vådområder i de lavtliggende dele af Nordvesteuropa er under hårdt pres fra turisme, fritidsaktiviteter og urbanisering.
- Ferske vådområder skades af de foretagne reguleringer af floder og søer samt af dæmninger.
- Store vandafledninger og udsivning fra landbrug/byområder skaber et overskud af næringsstoffer (eutrofiering) med heraf følgende iltmangel, fiskedød og sedimentering.

**Figur 8.4 Vilde planter, der er beslægtet med dyrkede planter i Europa**

antal arter, underarter osv.

fiber

krydderier

lægeplanter

urter

olie

grønsager

Spanien

Italien

Frankrig

Grækenland

Det tidligere Jugoslavien

Portugal

Albanien

Bulgarien

Den europæiske del af Tyrkiet

Det tidligere USSR

Rumænien

Cypern

UK

Tyskland

Belgien

Det tidligere Tjekkoslaviet

Ungarn

Nederlandene

Østrig

Polen

Danmark

Schweiz

Sverige

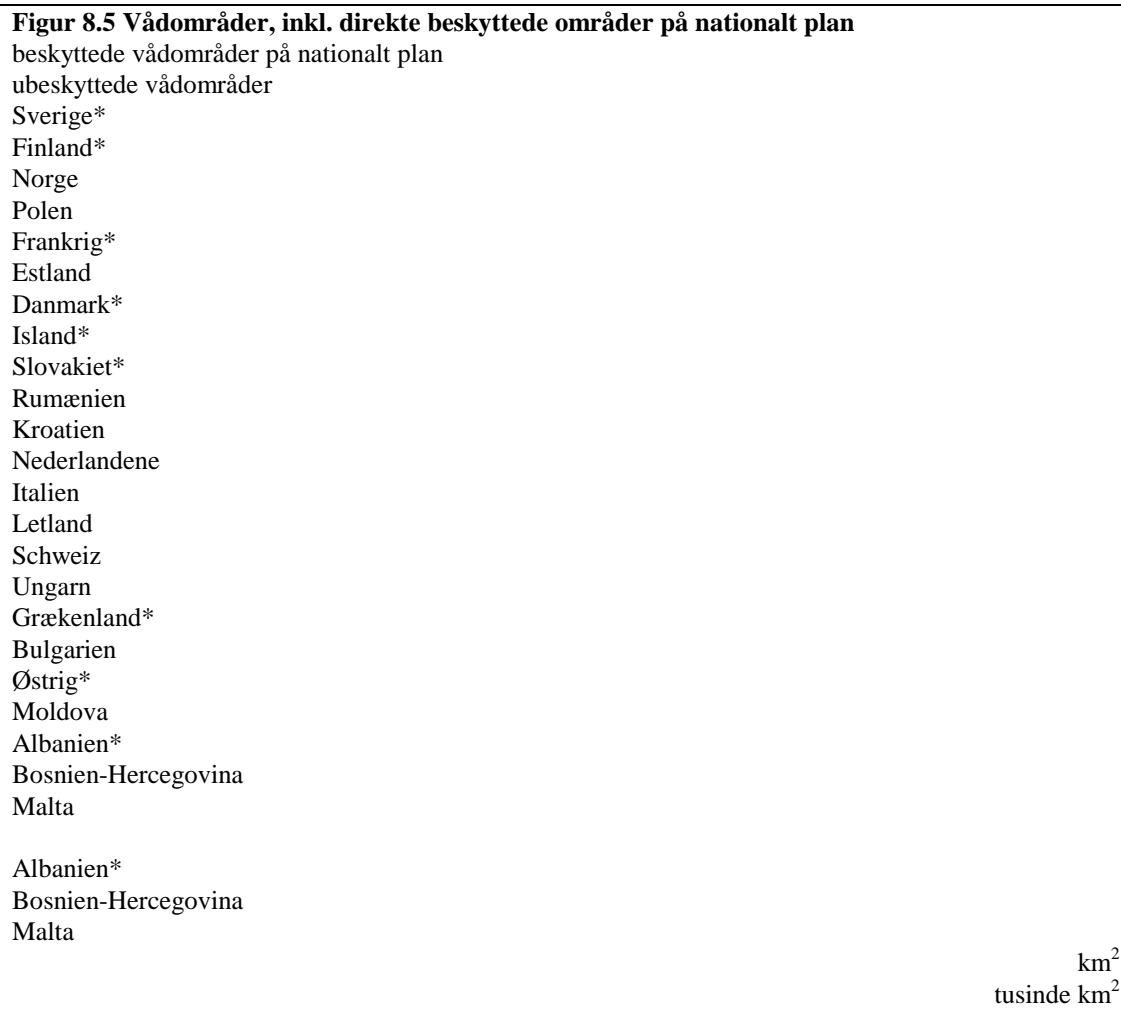
Irland

Norge

Finland

Island

**Kilde:** Udarbejdet af EEA ETC/NC ud fra databaseoplysninger fra V. Heywood, 1997



**Noter:** Definition af vådområder: Strandenge, kærmoser, tørvemoser eller vandområder, hvad enten de er naturlige eller kunstige, varige eller midlertidige, med vand, der er stillestående eller strømmende, fersk, brak eller salt, herunder havområder, hvis dybde ved ebbe ikke overstiger 6 meter. (Artikel 1.1 Ramsar-konventionen). I modsætning til artikel 2.1 i Ramsar-konventionen er "bred- og kystområder, der grænser op til et vådområde, og øer og havområder med en dybde ved ebbe på over 6 meter, når de ligger inden for et vådområde" ikke medtaget. Vådområder under generel beskyttelse er heller ikke medtaget.

\* skønnede data

**Kilder:** EEA's nationale knudepunkter, 1997. Samlet af EEA ETC/NC

## 160 Europas miljø

- Mange kystnære marine vådområder skades af fiskeri og fiskeopdræt (eutrofiering, skadedyr, indførte arter eller indtrængende arter) samt af mineraludvinding fra kysten eller havbunden.
- Der er sket en vis bedring som følge af menneskeskabte reservoirer, fiskedamme og grusgrave. Disse er som oftest kun til gavn for meget udbredte arter og ikke for specialiserede og truede arter i vådområderne.
- De fleste lande har gennemført foranstaltninger til genopretning af vådområder. I en del tilfælde har man haft succes med at genoprette vådområder ved at føre stærkt regulerede floder, søer og damme med tilgrænsende vådområder tilbage til deres mere naturlige tilstand. Dette gavner trækfugle og padder og er formentlig også med til at bremse eller reducere eutrofieringen. Genopretningsforanstaltningerne har dog endnu ikke opvejet de generelle tab af vådområder.

### *Klitter*

- Klitter findes hovedsagelig langs kyster

### **Kort 8.9 Europæiske centre for endemiske planter**

Planteendemisme

1:30 000 000

centre for planteendemisme

**Kilde:** Davis m.fl., 1994

ud til havet, men der er også store klitområder langs større søer eller inde i landet på tørre jorder. Der lever kun et begrænset antal arter i klitterne, af hvilke mange er højt specialiserede.

- Selv om klitter kun dækker et mindre areal, er det alligevel vanskeligt at skaffe sammenlignelige nationale data om klitter mv.
- Det anslås, at der siden 1900 er sket en 40% reduktion af levestederne i klitterne, og at en tredjedel af reduktionen er sket siden 1977. Dette har medført en formindskelse af bestandene af mange sjældne og specielt tilpassede planter og dyr (EUCC, 1993).
- Klitter er naturligt dynamiske og ustabile og er sårbare over for mekanisk påvirkning samt ændringer i såvel luftens, som jordens og vandets kemiske sammensætning, herunder især overdreven tilførsel af næringsstoffer.
- Mange levesteder i klitterne påvirkes af beplantninger, der skal stabilisere sandet (Doody, 1991). Tilbagegangen er mindre alvorlig i Middelhavsområdet end i den vestlige og nordvestlige del af Europa.
- Store klitarealer bliver skadet eller ødelagt af sommerhuse, ferieboliger og rekreative aktiviteter.
- Der er i forbindelse med inddæmning og andre former for landindvinding og byggeprojekter etableret nogle nye og økologisk sunde klitarealer.

#### *Skove*

- Skovdækket har svinget meget i dette årtusinde. For ca. 200 år siden, da der kun var få skove tilbage, begyndte man i mange lande at nyplante skov og indføre bedre former for skovdrift.
- Det anslås, at en tredjedel af Europa i dag er dækket af skov. Tallet afhænger af, hvorledes man specifikt definerer "skov" og "andre trædækkede arealer". I "FAO Forest Resource Assessment" defineres skove som områder med mindst 10% trædække pr. arealenhed. I "CORINE Land Cover Forest Classes" defineres skove imidlertid som arealer med 30% trædække (UNECE/FAO, 1997; EEA Landcover 1998, under udarbejdelse) (kort 8.10 og 8.11).
- Det nuværende skovdække er et resultat af en langsom men ubrudt vækst igennem de seneste årtier. Væksten er især sket i Spanien, men også i andre lande som f.eks. Danmark og De Baltiske Stater. Det øgede skovdække er hovedsageligt tilvejebragt gennem planlagt nyplantning af skov og naturlig vækst i forladte, delvis naturlige områder (E-K, 1995a og b).
- Levestederne i skovene er under forandring. Dette skyldes en mere intensiv skovdrift, stigende ensartethed og fragmentering, udstrakt anvendelse af eksotiske træarter, indførelse eller opretholdelse af bestemte dyrearter til jagt, dræning og luftforurening (forsuring, eutrofiering). I Middelhavsområdet er også skovbrande årsag til ændringer.
- Trods skovenes dårligere sundhedstilstand og alvorlige angreb af skadedyr, vokser produktiviteten og den samlede produktion i mange områder. Stigningen skyldes formentlig en kombination af brug af højtstående sorter, gødsning og skadedyrsbekæmpelse, høje koncentrationer af luftbåren CO<sub>2</sub> og eutrofiering.
- Nåle- og løvtræer er udsat for alvorlige og i mange områder voksende skader. Skaderne sker øjensynligt som følge af en kombination af klimatiske hændelser og forurening, herunder stress fremkaldt af ozon (se kapitel 4 og 5). Der er dog rapporteret en vis forbedring på regionalt plan, formentlig som følge af bedre klimaforhold og mindsket forurening (UNECE/E-K, 1997).
- Kun en meget lille del af de naturligt udviklede skove, som engang dækkede det meste af Europa, er i dag urørte. Disse findes dog mest som isolerede lommer, og nedgangen fortsætter for gamle naturlige og delvis naturlige løv- og nåleskove. I Vesteuropa er mindre end en tredjedel af det samlede skovareal delvis naturligt



(mindre end 10% for Europa som helhed ekskl. Rusland), og der er så godt som ingen ægte naturskove tilbage. Løvskovene i bl.a. Bialowieza-komplekset i Polen og Kalluga i Rusland, nåleskoven i Illych-Pechora og nåleskovsområderne i det russiske Karelen indeholder større områder med gammel skov.

- Næsten alle oprindelige skove langs Europas floder er blevet ødelagt og i særlig grad skovene langs de større europæiske floder. Langs Rhinen er der således kun 150 km<sup>2</sup> skov tilbage (hvoraf mindre end 1,5 km<sup>2</sup> er delvis naturlig) af de oprindelige 2 000 km<sup>2</sup>.

**Kort 8.10 Kortlægning af Europas skove: Snæver EEA-klassificering af arealer**

Kortlægning af Europas skove: Snæver EEA-klassificering af arealer

1:20 000 000

Signaturforklaring for Europa

bortset fra Sverige, Stor-

britannien, Schweiz,

og Piemonte (NV-Italien)

byområde

løvskov

nåleskov

blandet skov

vandarealer

Signaturforklaring for

Sverige, Storbritannien,

Schweiz og

Piemonte (NV-Italien)

kunstige områder

skov

vandarealer

**Kilde:** EEA ETC/LC i samarbejde med EEA ETC/NC

**Kort 8.11 Kortlægning af Europas skove: Bred EEA-klassificering af arealer, herunder skove og andre trædækkede områder**

Kortlægning af Europas skove: Bred EEA-klassificering af arealer, herunder skov og andre træbevoksede områder

1:20 000 000

Signaturforklaring for Europa

bortset fra Sverige, Stor-

britannien, Schweiz,

og Piemonte (NV-Italien)

byområder

grønne byområder

frugttræer og bærplantager

olivenlunde

blandet landbrug og delvis naturlig vegetation

områder med agroskovbrug

løvskov

nåleskov

blandet skov

hårdbladet vegetation

overgang mellem skov og krat

afbrændte områder

vandarealer

Signaturforklaring for

Sverige, Storbritannien,

Schweiz og

Piemonte (NV-Italien)

kunstige områder

skov

vandarealer

**Kilde:** EEA ETC/LC i samarbejde med EEA ETC/NC

(Tucker og Evans, 1997). Skove langs floder defineres forskelligt, hvilket begrænser sammenligneligheden af dataene.

- Som følge af udvidelser af skovarealerne og overgang fra løvskov til nåleskov og vice versa er der sket væsentlige ændringer i den regionale fordeling af arter med tilknytning til skove (Petty og Avery, 1990; Fuller, 1995).
- De gamle driftsformer som f.eks. lavskovdrift bruges stort set ikke mere, men en del genopretningsprojekter er undervejs. Græsningskove findes nu næsten kun i nogle begrænsede bjergområder.
- Der er ved at blive skabt en del nye typer levesteder i skovene, f.eks. i forbindelse med produktion af juletræer med kort omdriftstid, "energiskove" eller plantning af nye, eksotiske arter, som f.eks. eukalyptus. Nogle af disse arter dyrkes så intensivt, at de kan sammenlignes med landbrugsafgrøder; sådanne arter har generelt en lav biodiversitet.
- Der er i mange områder sket en radikal ændring af skovbundens kemiske sammensætning, hvilket har haft komplekse følger for skovens produktivitet og for de arter, der findes i skovene (både gavnlige og skadelige følger).

#### *Delvis naturlige levesteder på landbrugsjorder*

- De delvis naturlige levesteder udgør en uensartet gruppe, som er helt afhængig af en fortsat ekstensiv landbrugsdrift. Disse levesteder består typisk af lysåbne områder med ringe eller slet intet trædække. En del af levestederne hører til de mest artsrige i de landskaber, hvor de findes.
- Denne form for levesteder var tidligere en af de mest udbredte, men er nu i hastig tilbagegang som følge af ændringer i landbruget, dels intensivisering af de traditionelle driftsformer, dels ekstensivering ved helt eller delvis at opgive at dyrke jorden og endelig nyplantning af skove (Bignal m.fl., 1992; Beaufoy m.fl., 1995, McCracken m.fl., 1995, Pain og Pienkowski, 1997). I løbet af det 20. århundrede er denne type levesteder i de fleste dele af Europa reduceret med mere end 90% (van Dijk, 1991 og 1996).
- P.t. er tilbagegangen størst i de områder, hvor man finder de ældste driftsformer, samt i områder, hvor der er ved at blive anlagt byer og infrastrukturer. Områder, hvor der endnu drives landbrug efter de gamle metoder, bevarer som regel en høj biodiversitet.
- Mange delvis naturlige levesteder er yderst følsomme over for gødsugning og, mere generelt, forringelse af jordbunden (kapitel 11).
- Græsstepper, alpine enge, våde enge, græsningskove og hedelandskaber er hjemsted for et stort antal af Europas vilde planter og dyr. De fleste af disse kræver meget lys.
- Artssammensætningen forandres som regel mindst på de levesteder, der er længst borte fra menneskelig påvirkning.
- Eutrofiering og forsuring medfører voldsomme ændringer i levestederne, og tendensen går i retning af stærkere arter på bekostning af de svagere arter.

### **8.3. Drivende kræfter bag ændringer i biodiversiteten**

Af ovenstående oversigt fremgår det tydeligt, at landbrug, skovbrug og ændret arealanvendelse stærkt påvirker udviklingen af levesteder, artsmangfoldigheden og arternes overlevelse. Landbrugs- og skovbrugsaktiviteterne er også de aktiviteter, igennem hvilke biodiversiteten bedst kan styres. Den øgede intensivisering og specialisering har forandret afgrødernes og husdyrenes genetiske mangfoldighed og påvirker også i høj grad vilde arter og urørte naturlige levesteder.

### **8.3.1. Landbrug**

De europæiske landbrugsmønstre er meget komplekse og er ved at gennemgå forskellige forandringer. Samtidig med, at intensiteten og ensartetheden generelt er stigende i eksisterende landbrugsområder, er der sket store ændringer i valg af afgrøder, omdriftstider, græsningsarealer og græsningsintensitet, braklægning og udlægning til marginaljorder. Også i Østeuropa har landbrugsstrukturen ændret sig meget (figur 8.7). Som beskrevet i afsnit 8.2.3 findes mange af de levesteder i landbrugsområder, der har den største artsrigdom, på delvis naturlige områder som f.eks. permanente græsningsarealer. De delvis naturlige områder er imidlertid gennem adskillige årtier blevet stadig mindre i alle lande. Typisk bliver de bedste græssteder omdannet og anvendt til mere intensivt drevne græsningsarealer, græsafgrøder eller agerjord, mens de dårligste eller mest afsidesliggende græsarealer opgives eller beplantes med skov (Baldock m.fl, 1996). Græsning er ellers generelt i tilbagegang, men i de højere bjergområder i Østeuropa er man begyndt at sætte flere dyr på græs

igen. Agroskovbruget i Middelhavsområdet er i tilbagegang. Samtidig vokser det europæiske areal med økologisk landbrug langsomt. Det samme gælder arealer udlagt til græsning og andre delvis naturlige landbrugsarealer, som er omfattet af aftaler om naturbevaring. Mellem 1990 og 1995 voksede de økologiske drevne landbrugsarealer i Europa med næsten 400%. Ca. 6% af al landbrugsjord dyrkes nu økologisk.

#### *Tendenser i udbytte og braklægning*

I Vesteuropa er udbyttet af de fleste afgrøder og husdyrprodukter vokset støt i de senere år. Til gengæld har der i det meste af Østeuropa været en faldende korn- og husdyrproduktion. Da Østeuropæisk landbrug imidlertid forventes effektiviseret, vil denne tendens sandsynligvis vende.

Stigningerne i udbyttet er et resultat af forbedringer i driften af landbrug gennem de seneste årtier – øget mekanisering, mere effektiv udnyttelse af gødning og pesticider, dræning, kunstvanding, bioteknologiske fremskridt samt nye, højtydende plantesorter. Landbrugspolitikken (i EU den fælles landbrugspolitik) og de muligheder, globaliseringen af markederne giver, har bidraget til udviklingen i retningen af større udbytte (Rayment, 1996). Det øgede udbytte har i EU ført til overskud af mange landbrugsprodukter, især korn. For at modvirke denne udvikling har man som led i den fælles landbrugspolitik indført braklægningsordningen for intensivt drevne landbrug. Oprindeligt var formålet at mindske overskudsproduktionen, men efterhånden benyttes braklægningsordningen mere og mere som en miljømæssig foranstaltning (E-K, GD VI, 1997).

De miljømæssige virkninger af braklægningen varierer, er stedsbestemte og afhænger i høj grad af, hvorledes jorden blev drevet før braklægningen, og hvorledes den drives under braklægningen (Firbank m.fl., 1993). Medlemsstaterne kan selv fastsætte de mere specifikke regler for braklægning (Ansell og Vincent, 1994). Ved at indføre braklægning på omdriftsbasis har visse agerbrug genskabt betingelser, der begunstiger arter, som ellers ville være i tilbagegang (Campbell m.fl., 1997).

På det seneste er braklægningen faldet igen, og man er begyndt at bruge de tidligere braklagte marker til intensiv dyrkning af industriafgrøder. De fortsatte bestræbelser på at øge udbyttet vil formentlig i visse områder medføre en koncentration af højintensive og højproduktive landbrug og en mindre intensiv driftsform andre steder, uden at den samlede produktion falder af den grund. Dette vil, afhængigt af regionen, give såvel fordele som ulemper for den naturlige biodiversitet.

#### *"Input": tendenser og virkninger på biodiversiteten*

I de senere år er anvendelsen af uorganisk gødning og pesticider fladet ud. I Østeuropa skyldes dette hovedsagelig tab af afsætningsmuligheder for vigtige landbrugsprodukter, faldende priser på produkterne og manglende midler til at købe gødning og pesticider for. I Vesteuropa har ændrede teknikker været afgørende for den fortsatte stigning i udbyttet, mens brugen af uorganisk gødning og pesticider stort set har været stabil. En undtagelse har dog været forbruget af vand til kunstvanding, som fortsat er voksende (Eurostat, 1995) (se kapitel 9, figur 9.4).

Brugen af gødning og affald fra opdræt af dyr bidrager i væsentlig grad til overbelastningen af jord og vand med næringsstoffer (se afsnit 9.7 og 10.2). Ophobningen af næringsstoffer i landbrugsjord medfører forurening og ændrer karakteren af de delvist naturlige levesteder. Mange arter kan enten ikke tåle de høje niveauer af kvælstof og fosfat eller bliver ude af stand til at konkurrere med andre arter.

Selv om det absolutte gødningsforbrug og den gennemsnitlige gødningshyppighed ikke giver et entydigt fingerpeg om de miljømæssige konsekvenser, er det alligevel værd at bemærke, at forbruget i EU af alle de vigtigste uorganiske gødningsstoffer mellem 1988 og 1996 er faldet med ca.

**Figur 8.6 Forbrug af uorganisk kvælstofgødning i udvalgte europæiske lande, 1981-96**

mio. tons

Frankrig

Tyskland

UK

Spanien

Italien

Irland

Grækenland

Norge

**Note:** Tallene for 1996 er skønnede

**Kilde:** EFMA, 1997

12% for kvælstofgødning (figur 8.6) og ca. 29% for fosfatgødning (EFMA, 1997).

En mere effektiv udnyttelse af gødning samt braklægning af 10-15% af landbrugsjorden på de større EU-bedrifter førte til en formindskelse af forbruget af gødning i midten af 1990'erne. Som følge af faldet i størrelsen af de braklagte arealer og forøgelse af arealerne med industriafgrøder er forbruget i en række lande på vej op igen. I dele af Nordvesteuropa er overskudsproduktionen af husdyrgødning endvidere ved at blive et væsentligt problem.

I flere af de østeuropæiske lande faldt gødningsforbruget efter 1990 brat efter flere årtiers stigning (OECD, 1995). På det seneste er brugen af gødning og pesticider vokset igen, men er dog ikke nået op på de tidligere niveauer.

I mange europæiske lande falder det samlede forbrug af pesticider målt i tons indkøbte aktive ingredienser pr. år. Faldet er dog ujævnt fordelt over landene. Efter 1989 er der i CØE-landene sket en markant reduktion i forbruget af pesticider.

Pesticidernes virkninger på planter og dyr er komplekse og ikke altid veldokumenterede.

Som en direkte følge af den udstrakte og ikke målrettede brug af pesticider mellem 1950'erne og 1970'erne er der sket en alvorlig reduktion af mange rovfuglebestande. Efter ophøret med brugen af disse pesticider er en del af bestandene vokset igen. Mange af de nyere pesticider til erstatning for de tidligere typer er blevet grundigere testet og har færre direkte følger for de artstyper, der ikke søges bekæmpet. Det er dog endnu uklart, hvilken virkning pesticiderne generelt vil have (Tucker og Heath, 1994; Pain og Pienkowski, 1997; Campbell m.fl., 1997).

#### *Tendenser for husdyrhold*

Mellem 1987 og 1995 var størrelsen af de samlede kvægbesætninger i EU som helhed stabil trods en midlertidig stigning i besætningerne efter den tyske genforening i 1990. Faldet i antallet af malkekøer i EU fra ca. 26,5 millioner i 1987 til 22,5 millioner i 1995 blev opvejet af en stigning i antallet af andre former for kreaturer.

Et fald i antallet af kreaturer vil i nogle områder mindske problemet med den overskydende produktion af affald fra husdyrhold. Mens en reduktion i antallet af græssende dyr i en del områder vil mindske problemet med overgræsning, kan reduktionen få alvorlige følger for de traditionelle ekstensive driftsformer og de vigtige delvis naturlige åbne levesteder, der er kendetegnende

<b>Figur 8.7 Ændringer i den gennemsnitlige bedriftsstørrelse i udvalgte CØE-lande</b>	
Private bedrifter	Statsdrevne bedrifter
hektar	hektar
før genforeningen	før genforeningen
aktuelt	aktuelt
Tjekkiet	Bulgarien
Letland	Ungarn
Ungarn	Tjekkiet
Rumænien	Rumænien
Bulgarien	Letland

**Kilde:** E-K, 1995



for sådanne driftsformer, som f.eks. græsningsarealer, højmoser, heder og åbne dehesa-områder (græsgange med nogen træbevoksning).

I flere lande er får det vigtigste græssende dyr. Indtil 1990-92, hvor ændringer i støttesystemet i den fælles landbrugspolitik gjorde det mindre attraktivt for landbrugere at opbygge store besætninger, var antallet af får stigende i de fleste EU-lande for derefter at falde fra 99,2 millioner i 1991 til 93,9 millioner i 1995 (Eurostat, 1996). Får har en stor indflydelse på miljøet på mange marginaljorder, især højtliggende og bjergrige områder (Beaufoy m.fl., 1995). Rensdyrs indvirkning på boreale og arktiske levesteder og geders indvirkning på mediterrane levesteder er stor (om end faldende i mange områder), men er endnu ikke fuldt belyst.

Efter 1989 faldt husdyrholdet drastisk i størstedelen af Østeuropa. I de ti CØE-lande, der i 1997 ansøgte om EU-medlemskab, faldt antallet af kreaturer mellem 1989 og 1994 fra 30,4 millioner til 18,6 millioner, mens fårebestanden i samme periode faldt fra 33,3 millioner dyr til 18,8 millioner (E-K, 1995a).

Husdyrholdene i de fleste europæiske lande domineres i dag af forholdsvis få racer, som er avlet til bestemte formål og har en lav genetisk variation. Opdræt af de fleste af disse dyr kræver brug af avancerede landbrugsteknikker, som indebærer et stort eksternt "input" såsom energirigt foder. I modsætning hertil er de mere traditionelle racer som regel mere hårdføre, mindre og har andre genetiske kendetegn (og ofte større genetisk mangfoldighed). Traditionelle racer kræver som regel også mindre "input" og er ofte tilpasset til at trives under vanskeligere forhold. Ud over at forringe de traditionelle husdyrs biodiversitet kan erstatninger af disse husdyr med selektivt avlede arter på marginale landbrugsjorder være ødelæggende for disse områders traditionelle artsrigdom. Det er også godt gjort, at de traditionelle racers græsningsvaner er bedre for den naturlige biodiversitet end mange af de nye racers vaner (Crofts og Jefferson, 1994).

I Europa er antallet af bedrifter og antallet af beskæftigede i landbruget for nedadgående, mens bedrifternes gennemsnitlige størrelse er stigende. Dette forhold påvirker størrelsen af markerne, hegn, grøfter og andre elementer som f.eks. damme og frugthaver. Efterhånden som landmændene specialiserer sig mere og mere i animalsk eller vegetabilsk produktion, bliver næringsstofferne kredsløb, som på de traditionelle blandede landbrug generelt var meget lukkede, mere og mere åbne.

Over hele Europa sker der for tiden en koncentration af landbruget omkring de mest produktive områder, mens landbruget opgives i mindre gunstige områder som f.eks. bjergområder, områder med dårlig jord eller meget afsidesliggende områder. I mange landdistrikter er de traditionelle driftsformer igennem lang tid gået i arv fra generation til generation inden for familierne eller lokalsamfundene. Med den faldende arbejdsstyrke i landbruget er der fare for landsbysamfundenes overlevelse. Beboelserne og landbrugene i marginale områder risikerer at blive opgivet, og derved er der også risiko for, at værdifulde delvis naturlige levesteder på landbrugene bliver ødelagt.

Intensiveringen af landbrugsproduktionen - og den deraf følgende koncentration af bedrifterne og intensiveringen af dræningsindsatsen - er stor i Nordvesteuropa, tiltagende i Sydeuropa og forventes ligeledes at ville stige i Østeuropa.

### **8.3.2. Skovbrug**

#### *Skovforvaltning*

De fleste skove i Europa drives i dag primært med henblik på tømmerproduktion. Der er dog en voksende erkendelse af, at skovene har mange formål og bl.a. medvirker til bevarelsen af biodiversiteten. Der er således ved at ske en ændring, så det centrale mål for skovdriften er bæredygtig drift i stedet for det traditionelle mål om bæredygtigt udbytte. Afstanden mellem disse to mål er ved at blive mindsket gennem initiativer såsom fremme af en bæredygtig skovforvaltning og indførelse af certificeringsordninger for tømmer fra skove, der drives miljøvenligt. Der er også skabt større opmærksomhed omkring skovenes øvrige miljømæssige og samfundsmæssige funktioner, f.eks. opretholdelse af biodiversitet, forvaltning af vandressourcer, CO<sub>2</sub>-optagelse og som ramme for friluft aktiviteter.

Mange aspekter af skovforvaltningen er med til at påvirke værdien af vilde dyrs og planters træbevoksede levesteder. Ved at fremme selvsåning, indførelse af reservater, etablering af lysninger i skovene, især langs vandløb og stier, brug af lokalt tilpassede ikke-eksotiske træarter og plukhugst kan skovdriften tilpasses således, at den strukturelle diversitet og biologiske interesse øges. Endnu drives de fleste europæiske skovområder imidlertid på en måde, der kun i ringe grad tilgodeser biodiversiteten.

De resterende gamle, delvis naturlige eller naturlige skove og træbevoksede områder er af stor betydning for biodiversiteten (se afsnit 8.2.3). Disse skovtypers areal er blevet reduceret til en brøkdel af det oprindelige areal, hvilket udgør en fare for en lang række specialiserede arter, der har tilpasset sig den lange og naturlige livscyklus, træer har. Det er nogle steder lykkedes at beskytte gamle skovarealer, men ikke uden sværdslag. En af de største sammenhængende skove på flodsletten i Donau-bassinet er nu blevet en del af Donau-Dravnationalparken i Ungarn. I juni 1996 blev der truffet foranstaltninger til beskyttelse af en større del af en gammel skov i Nordfinland, og mange lande er i gang med at indføre beskyttelsesordninger for gamle skove.

De forskellige lande og internationale organisationer definerer imidlertid skovtyperne forskelligt, hvilket giver problemer ved bedømmelse af såvel skovens tilstand som tendenserne i den udvikling, som de gennemgår. Ved vurderingen af tempererede og boreale skove i år 2000 (UNECE/FAO, 1997), som vil omfatte det meste af Europa, vil der blive benyttet mere ensartede og præcise definitioner. Dette skulle give mere sammenlignelige data, selv om definitionerne vil afvige noget fra de definitioner, der blev anvendt ved den seneste vurdering.

I Middelhavslandene har man en skovstruktur og en målsætning for forvaltningen, der klart afviger fra dem, der benyttes i den centrale, østlige og nordvestlige del af Europa. Konkurrencen fra tømmer hentet i boreale skove og fra træsubstitutter har sammen med stigende lønomkostninger og den forholdsvis dårlige kvalitet af træet fra store dele af de traditionelle skovarealer reduceret tilskyndelsen til at opretholde traditionelle driftsformer. Dette har fremmet tilplantningen af store arealer med eksotiske arter, især efter at EU's strukturfonde er begyndt at yde tilskud hertil. Den heraf resulterende nyplantning af skov har været til skade for biodiversiteten, selv om man har forsøgt at tilgodese miljøet gennem valg af lokaliteter og kombinationer af arter.

For Armenien, Aserbajdsjan og Georgien samt i mindre grad Ukraine og Moldova har omvæltningerne i Østeuropa betydet et stop for billig tømmerimport fra Rusland. Den kraftigt stigende efterspørgsel på hjemmemarkedet har sammen med de militære konflikter og sammenbruddet af den sociale infrastruktur i nogle af disse lande ført til rovdrift på eksisterende skove, selv på skove i naturreservater.

#### *Skovbrande*

Konsekvenserne af skovbrande afhænger af skovtype og er vidt forskellige for mediterrane skove og for tempererede og boreale skove. I almindelighed gør skovbrande i Sydeuropa mere skade end gavn. Hvad angår de boreale og tempererede skove er der en voksende erkendelse af skovbrandenes revitaliserende virkning. I EU blev der i 1992 vedtaget en forordning om beskyttelse af skove mod brand.

Skovbrande som følge af lynnedslag er et sjældent, men naturligt forekommende fænomen. De udgør imidlertid kun en lille del af de samlede skovbrande i Europa. De fleste skovbrande skyldes selve skovdriften, brandstiftelse, indbyrdes modstridende arealanvendelser eller uagtsomhed.

Man benytter sig af brande til at forny græsningsarealer og rydde marker og for at gøde jorden med asken. Mange brande, især i Middelhavslandene, opstår dels som følge af nedlægning af landbrugsbedrifter, dels fordi traditionelle driftsformer som f.eks. indsamling af visne blade, bark, harpiks og tannin samt brænde opgives. Uagtsomhed er i mange europæiske lande den næsthyppigste årsag til skovbrande.

I perioden 1983-85 skete næsten 57% af alle skovbrande i Europa i EU's Middelhavslande. Ser man derimod på det samlede afbrændte areal tegner NIS-landene sig for mere end 73%.

Siden 1983 har der været en generel stigning i det årlige antal skovbrande, men tendensen går i retning af mindre brande, som hurtigt bliver slukket. Samtidig er det gennemsnitlige afbrændte areal pr. brand reduceret som følge af effektiv brandbekæmpelse. Denne tendens er vigtig, da størrelsen af brandene har større betydning end antallet. I EU's fem Middelhavslande var blot 0,4% af alle brande i perioden 1986-1995 ansvarlige for 40% af det samlede afbrændte areal. Isolerede skovbrande ændrer for en periode levevilkårene fuldstændigt. Efter brande dannes dels et pletvis plantedække med spredte buske og unge træer til gavn for

nogle fugle- og insektbestande, dels underskov med mange forskellige plantearter. Nogle arter eksisterer alene på grund af skovbrandene. Hyppige og omfattende skovbrande kan dog føre til såvel forringelser af jordbunden og erosion som kratdannelse (EEA-EFI/INIMA, 1997).

### 8.3.3. *Transportinfrastruktur*

Sidst, men ikke mindst, er urbaniseringen og udbygningen af transportinfrastrukturen årsag til ændringer i biodiversiteten. I EU har det indre marked fremmet samhandlen mellem landene, hvilket har medført nye og komplekse transportmønstre domineret af vejtransport (afsnit 4.6.1). Mellem 1970 og 1994 er motorvejsstrækningerne i de fleste lande samlet vokset med over 300% (figur 8.8). I 1994 var der i hele Europa 77 700 km motorveje, heraf 25 000 i Rusland. EU's planer om transeuropæiske net (TEN'er) indebærer, at der skal gennemføres yderligere ca. 140 vejprojekter (anlæg og forbedring). Der er foreslået ca. 15 000 km nye motorveje, nye jernbaneforbindelser, kombineret transport og transport ad indre vandveje. Disse forbindelser vil formentlig blive udvidet til CØE, efterhånden som samhandlen øges og EU udvides.

Udviklingen af transportinfrastruktur kan få en række følger for biodiversiteten. De mest håndgribelige følger er de direkte trusler mod vigtige fredede naturområder som følge af en u hensigtsmæssig placering af veje, jernbaner, havne, lufthavne og tilhørende anlæg. Veje og andre færdselsårer kan opsplitte levestederne og herved reducere artsrigdommen og bane vej for indtrængen af andre arter. Vejene kan også hindre bestandenes bevægelser og den genetiske udveksling mellem bestande, især for hvirveldyr. Endvidere er nogle dyrearter særlig udsatte for at blive påkørt (Bina m.fl., 1994).

Af indirekte følger for levesteder og arter kan nævnes forstyrrelser i form af støj og lys, som kan være med til at reducere bestandene af nogle dyr og skade deres reproduktionsevne (van der Zande m.fl., 1980; Reijnen og Foppen, 1994; Hill og Hockin, 1992); emission fra køretøjer, som har vist sig at skade visse insekter (Przybylski, 1979); forurening fra vejoverflader og lufthavnens startbaner i form af salt og andre afisningskemikalier (Bina m.fl., 1994); og endelig olieudslip, især i floder og havet. I den senere tid har man i forskellige lande ved flere større vejprojekter etableret dyrepassager over og under vejene, som oddere, grævlinger, padder, ferskvandsfisk (laks og ørred) samt vandinsekter allerede nu benytter. Nogle lande er ved at sætte hegn op langs mange vejstrækninger for at reducere faren for påkørsel af dyr. Det vides dog endnu ikke, hvorledes dette vil påvirke arternes bevægelse og populationsgenetik.

## 8.4. Reaktionen på ændringer i biodiversiteten

I første del af dette århundrede udviklede hvert enkelt land sine egne, men stort set ens, organisationer og strukturer til bevarelse af naturen. Siden 1950'erne er forståelsen af den internationale karakter af problemerne og forpligtelserne dog blevet større. Internationale forpligtelser styrer nu i stigende grad de nationale programmer, enten fordi direktiver og konventioner skal gennemføres på nationalt plan, eller fordi de nationale myndigheder bliver mere bevidste om internationale problemer.

En lang række internationale initiativer bidrager til bevarelsen af den naturlige biodiversitet (box 8.4). Disse initiativer har udviklet sig over flere årtier og omfatter forskellige dele af Europa.

Konventionen om den biologiske mangfoldighed er et globalt rammeinstrument til beskyttelse af biodiversiteten, især gennem strategiske mål, som parterne bør søge at opfylde. I juni 1997 havde 169 lande, herunder næsten alle europæiske lande samt CØE, ratificeret konventionen og derved erklæret sig enige i, at der skal opstilles nationale strategier og handlingsplaner for dels at bevare biodiversiteten, dels at udnytte denne på en bæredygtig måde.

I Europa har adskillige lande allerede opstillet nationale strategier, mens strategierne i næsten alle andre lande er under udarbejdelse, om end det går langsomt. Hovedproblemet har været, at biodiversitet er et bredt og integreret begreb,

**Figur 8.8 Ændringer i længden af motorvejsnettet i udvalgte europæiske lande**

Frankrig  
Italien  
Spanien  
Nederlandene  
Belgien  
Schweiz  
Østrig  
Danmark  
Ungarn  
Portugal  
Polen  
Finland

tusinde km

**Kilde:** EUROSTAT, 1995

**Box 8.4: Udvalgte internationale instrumenter af betydning for bevarelsen af den naturlige biodiversitet i Europa. Instrumenterne har meget varierende retslige virkninger.**

**Globale:**

- Konventionen om den biologiske mangfoldighed (biodiversitets-konventionen), FN
- Havretskonventionen (UNCLOS III), FN
- Konventionen om beskyttelse af migrerende arter af vilde dyr (Bonn-konventionen), med tilhørende regionale aftaler
- Konventionen om beskyttelse af verdens kultur- og naturarv (World Heritage Convention)
- MAB (UNESCO's Man and Biosphere reserves)

**For Europa som helhed:**

- Konventionen om beskyttelse af Europas vilde dyr og planter samt naturlige levesteder (Bern-konventionen om arter og levesteder og det kommende EMERALD-net)
- Den paneuropæiske strategi for biologisk og landskabsmæssig mangfoldighed (PEBLDS)

**Inden for Den Europæiske Union:**

- Det Europæiske Fællesskabs biodiversitetsstrategi (KOM(98)42)
- EU-Rådets direktiv 79/409/EØF om beskyttelse af vilde fugle (fugledirektivet)
- EU-Rådets direktiv 92/43/EØF om bevaring af naturlige levesteder for vilde dyr og planter (habitatdirektivet)  
(de to sidstnævnte direktiver udgør grundlaget for etableringen af EU's NATURA 2000-net af levesteder af betydning for naturbevaringen)
- EU-forordning nr. 2158/92/EØF om beskyttelse af skovene i Fællesskabet mod brande
- LIFE Nature-finansiering
- EU-forordning nr. 3528/86/EØF om beskyttelse af skovene i Fællesskabet mod luftforurening

**Instrumenter af betydning for bestemte typer levesteder eller arter på regionalt, europæisk eller mere globalt plan, bl.a.:**

- Konventionen om vådområder af international betydning især som levesteder for vandfugle (Ramsar-konventionen)
- CITES (også kaldet Washington-konventionen) om international handel med udryddelsestruede vilde dyr og planter med tilhørende EU-forordninger
- Oslo-, Paris-, Barcelona-, Alpe-, Helsinki-, og Sortehavs-konventionerne
- IWC (Den Internationale Hvalkommission)
- Aftaler om bevaring af småhvaler (CMS): i Østersøen og Nordsøen (ASCOBANS) og for Sortehavet, Middelhavet og det tilgrænsende atlantiske område (ACCOBAMS)
- Strategien for beskyttelse af det arktiske miljø (AEPS)
- Helsinki-processen til beskyttelse af skove i Europa

**Kilder:** Europa-Parlamentet, 1997; IUCN, 1993; EEA-ETC/NC, 1995; Tucker og Evans, 1997; Fridtjof Nansen-instituttet, 1997.

som går på tværs af eksisterende organisationsstrukturer og fordelingen af ansvar (EEA, 1997). I begyndelsen af 1988 blev Det Europæiske Fællesskabs biodiversitetsstrategi vedtaget (E-K, GD XI, 1998). Men endnu mangler dog resultaterne af gennemførelsen af planerne.

På ministerkonferencen i Sofia i oktober 1995 godkendte de europæiske miljøministre som et led i den paneuropæiske implementering af biodiversitets-konventionen den paneuropæiske strategi for biologisk og landskabsmæssig mangfoldighed.

#### **8.4.1. "Røde lister" og beskyttelse af arter**

Gennem de seneste 20-30 år er beskyttelsen af arter blevet forbedret. Nu ydes mange arter og artsgrupper i Europa en vis basal retlig beskyttelse gennem nationale eller internationale love og programmer. Den mest omfattende kilde til retlige data er IUCN's Law Data Centre-databasen i Bonn.

For effektivt at kunne beskytte arter må man kunne identificere de mest truede. Til brug for identifikationen er der i mange lande udarbejdet såkaldte "Rødbøger" eller "røde lister" over arter, der er truet på globalt, internationalt/regionalt (f.eks. Europa), nationalt og nationalt/regionalt plan. Det meste af dette arbejde bygger på IUCN-kriterierne (som ofte er tilpasset nationale og lokale forhold). Kriterierne blev for nylig revideret (Mace og Stuart, 1994; Collar m.fl., 1994; IUCN, 1997). En gennemgang af Rødlisterne for de europæiske lande viser, at landene har været langt mere aktive end formodet, og har medtaget artsgrupper, som ikke hidtil er taget i betragtning (EEA-ETC/NC b, under udarbejdelse) (tabel 8.2). Til støtte for de politiske tiltag på internationalt plan er der for nylig udarbejdet en såkaldt "rød liste" over europæiske hvirveldyr (Europa-Rådet, 1997).

De røde lister har været til uvurderlig hjælp ved udarbejdelsen af bilag med fortegnelser over arter af særlig interesse, der skal dækkes af de nationale og internationale retlige instrumenter. Dette gavner dog kun arterne, såfremt målet for de retlige instrumenter



**Tabel 8.2 Nationale røde lister i europæiske lande**

LAND	Padde	Krybdyr	Pattedyr	Fugle	Fisk	Hvirvelløse Planter dyr	
Albanien						x	
Armenien							
Østrig	x	x	x	x	x	x	x
Aserbajdsjan							
Bosnien-Hercegovina						x	
Belgien						x	
Bulgarien	x	x	x	x	x	x	x
Hviderusland							x
Schweiz	x	x	x	x	x	x	x
Cypern							
Tjekkiet	x	x	x	x	x	x	---
Tyskland	x	x	x	x	x		x
Danmark	x	x	x	x		x	x
Estland	x	x	x	x	x	x	x
Spanien	x	x	x	x	x		x

Finland						X	X
Frankrig	X	X	X	X	X	X	X
Georgien							
Grækenland	X	X	X	X	X		X
Kroatien			X				X
Ungarn	X	X	X	X	X	X	X
Irland	X		X	X	X		X
Island							
Italien							X
Liechtenstein				X			X
Litauen	X	X	X	X	X	X	X
Luxembourg							X
Letland	X	X	X	X	X	X	X
Moldova							
Den Tidligere Jugoslaviske Republik Makedonien	---	---	---	---	---	---	--
Malta							
Nederlandene	X	X	X	X		X	X
Norge	---	---	---	X	---	X	X

Polen	x	x	x	x	x	x	x
Portugal	x	x	x	x	x		
Rumænien					x		x
Rusland							
Sverige	x	x	x	x	x	x	x
Slovenien	x	x	x		x		x
Slovakiet	x	x	x	x	x	x	---
Tyrkiet							
Ukraine							x
Det Forenede Kongerige			x	x		x	
Det tidligere Jugoslavien							

**Noter:** --- under udarbejdelse. Planter: laverestående og højerestående planter

**Kilde:** EEA ETC/NC pr. 1. januar 1998. Baseret på nationale oplysninger

opfyldes. For de højest prioriterede arter kan dette indebære, at der skal udarbejdes specifikke handlingsplaner, oftest på europæisk eller nationalt plan, som f.eks. EU's artsrestitutionsplaner for trækfugle, der må jages, men hvis bevaringsstatus i Europa er ugunstig. Europa-Rådet og mange lande har sat lignende arbejde i gang (Europa-Rådet, 1997-98).

Hovedsagelig som følge af omkostningerne og de administrative og tekniske vanskeligheder er vejen fra udarbejdelsen af planerne til disses gennemførelse ofte lang og trang. I en del tilfælde er der dog skaffet international finansiering, f.eks. i form af bevillinger fra EU LIFE Nature (E-K, GD XI, 1998).

#### **8.4.2. Beskyttelse og registrering af levesteder**

Som en opfølgning på Ramsar-konventionen om beskyttelse af vådområder af international betydning for migrerende vandfugle har man i mange lande øget indsatsen for at beskytte levesteder, efterhånden også for andre typer truede levesteder end vådområder, samt truede økosystemer. Dette har ført til vedtagelsen af formelle retlige instrumenter så som Bern-konventionen og EU's fugle- og habitatdirektiver, som indeholder nøjagtige fortegnelser over levesteder, der bør beskyttes. Der er endvidere blevet vedtaget forskellige nationale instrumenter til beskyttelse af specifikke typer levesteder ud over vådområder: naturlige og delvis naturlige levesteder, heder, artsrige græsningsarealer, gamle skove osv.

I den paneuropæiske strategi for biologisk og landskabsmæssig mangfoldighed fokuseres der på hovedtyper af levesteder og økosystemer eller blandede områder: vådområder (kystnære og marine økosystemer, floder, søer og vådområder inde i landet), græsningsarealer (især naturlige eller delvis naturlige), skove (især gamle og næsten urørte skove), bjerge og landbrug. Strategien understreger også det presserende behov for at lade beskyttelses- og forbedringsforanstaltninger indgå i politikkerne på andre områder. Den første generelle statusrapport vil blive offentliggjort i 1998.

Siden Rio-topmødet, hvor det ikke lykkedes at blive enige om en global skovkonvention, er der blevet oprettet et Mellemsstatsligt Panel for Beskyttelse af Skove. Panelet skal være ramme om fortsatte drøftelser om og koordinering af initiativer og muligheder på skovområdet som f.eks. bevaring af skovens biodiversitet, gamle skove og traditionelle skovforvaltningsmetoder. I Europa arbejder de lande, der deltager i Helsinki-processen, på at nå frem til en bæredygtig skovforvaltning i Europa, herunder beskyttelse af biodiversiteten.

Enkelte lande er begyndt at udarbejde Røddlister over levesteder med det formål at afklare, hvordan landenes status er med hensyn til biodiversitet. En sådan afklaring vil fremme udarbejdelsen af handlingsplaner i henhold til konventionen om biologisk mangfoldighed (EEA-ETC/NC b, under udarbejdelse).

De mange forskellige definitioner og klassificeringer, der benyttes, vanskeliggør indberetning og fortolkning af situationen og tendenserne for de typer levesteder, der er omfattet af lovgivning, eller som analyseres for at påvise tendenser. Der er ved at blive udviklet fælles værktøjer, der kan hjælpe med at overvinde hovedproblemerne (EEA-ETC/NC, under udarbejdelse).

#### **8.4.3 Udpegede områder**

Udpegning af naturområder, der skal beskyttes, er et af de ældste og mest almindelige midler inden for naturbevaring. I nogle lande som f.eks. Tjekkiet går denne praksis mere end 150 år tilbage. Den voksende interesse for levesteder har bevirket, at indsatsen til beskyttelse af naturen nu tager sigte på at skaffe tilstrækkelig plads til levestederne, give udsatte arter mere plads og beskytte de genetiske ressourcer.

Figur 8.9 viser de områder, der er udpeget i Europa, og hvis samlede areal siden 1950 er vokset hurtigt (IUCN CNPPA, 1994). Der er dog store forskelle landene imellem, afhængig af politik, retlige instrumenter og landets karakteristika.

Selv om udpegningen af områder er en forpligtelse, der er fastsat i EU-direktiver og diverse internationale konventioner og aftaler (box 8.4), er det meget forskelligt, hvilken beskyttelse der ydes i de forskellige områder. EU-direktiverne giver imidlertid den stærkeste retlige beskyttelse.

Områder udpeget i henhold til EU's fugledirektiv og EU's habitatdirektiv vil udgøre kernen i det fremtidige NATURA 2000-net, som skal opbygges på grundlag af en fællesskabsfortegnelse over områder, der indeholder levesteder og arter af betydning for Fællesskabet. Arbejdet med at udpege områder har været vanskeligt og er i næsten alle lande blevet flere år forsinket. De udpegede områder bliver godkendt på et biogeografisk grundlag og ikke på landebasis.

EMERALD-nettet under Bern-konventionen har til formål at udvide

NATURA 2000-nettet til at omfatte hele Europa (Europa-Rådet, 1997). Fra 1985 til 1991 gennemførte EU-landene pilotprogrammet for registrering af levesteder "CEC CORINE Biotopes" (EEA-ETC/NC, 1996). Nogle, men ikke alle EU-lande har benyttet data fra disse registreringer som grundlag for udpegning af NATURA 2000-områder. CORINE Biotopes-projektet om registrering af levesteder udvides nu til at omfatte alle PHARE-lande. De helt nye data, der herved er fremkommet, kan benyttes som grundlag for udpegning af NATURA 2000-områder i ansøgerlandene eller for EMERALD-nettet i andre lande.

Selv om mange lande udpeger områder, der allerede er omfattet af en eller anden form for beskyttelse, forventes disse forskellige processer at øge antallet af beskyttede områder.

**Figur 8.9 Procentdel af landenes areal, der udgøres af beskyttede områder**

Liechtenstein  
 Forbundsrepublikken Tyskland  
 Østrig  
 Det Forenede Kongerige  
 Luxembourg  
 Frankrig  
 Island  
 Italien  
 Portugal  
 Spanien  
 Danmark  
 Belgien  
 Norge  
 Sverige  
 Nederlandene  
 Grækenland  
 Finland  
 Irland  
 IUCN-kategori I - Naturresevat/vildmark  
 IUCN-kategori II - Nationalpark  
 IUCN-kategori III - Naturmindesmærke  
 IUCN-kategori IV - Levested  
 IUCN-kategori V - Beskyttet område

**Note:** Almindeligt fredede naturområder er ikke medtaget.

**Kilder:** Common Database on Designated Areas (Europa-Rådet, WCMC, EEA). Data indhentet af EEA-ETC/NC i december 1997

I takt med det stigende antal retlige instrumenter er grundejerne mindre villige til at indgå strenge nye naturfredningsaftaler, hvilket gør det vanskeligere at udpege områder og beskytte disse. I mange lande har det vist sig mere effektivt at benytte andre beskyttelsesmidler som f.eks. forvaltningsaftaler eller tilskud. Ikke-statslige organisationer spiller i mange lande en stor rolle som initiativtagere til tiltag om arealbeskyttelse. Det samme gælder en del privatpersoner og stiftelser, som ejer værdifulde arealer.

Udpegningen af beskyttede områder vil kun have ringe værdi, såfremt områderne ikke reelt bliver beskyttet og forvaltet. Selv om oplysningerne herom er ufuldstændige, er man dog klar over, at et stort antal beskyttede arealer ikke beskyttes eller forvaltes ordentligt. Antallet af udpegede beskyttede områder siger derfor intet om, i hvilken udstrækning biodiversiteten faktisk beskyttes. Det er vigtigt, at beskyttelsen forbedres først og fremmest gennem en national indsats med støtte fra internationale finansieringskilder som f.eks. EU's LIFE Nature-fond eller i forbindelse med initiativer for andre berørte sektorer.

#### **8.4.4. Initiativer, der tilgodeser miljøet i bred betydning**

Bevaring af biodiversiteten kan ikke opnås uden en samordning med beslutninger om andre økonomiske sektorer. Selv de bedst beskyttede og forvaltede arter og områder er afhængige af deres omgivelser. Så selv om arealbeskyttelse er vigtig i sig selv, må beskyttelsen suppleres med bredere foranstaltninger for at opretholde artsfordelingen og artsrigdommen i miljøet (i bred betydning) og bevare den generelle biodiversitet. En af de største hindringer for at nå bevaringsmålene er den manglende integrering af hensynet til biodiversiteten i andre politikker. Ofte betragtes bevaring af biodiversiteten som mindre vigtig end forskellige andre sektors interesser.

Tanken om på internationalt plan at integrere hensynet til biodiversiteten i andre politikker er udtrykt i Europa-Kommissionens rapport "Caring for our Future - Action for Europe's Environment" fra 1997, hvori det hedder, at "landbrug og miljøbeskyttelse pr. definition er uløseligt knyttet til hinanden" (E-K, 1997a).

Der foreligger ingen undersøgelser af, hvorledes anvendelsen af internationale udviklingsmidler og andre midler påvirker biodiversiteten. En sådan undersøgelse vil muligvis gøre det lettere at vurdere, hvorvidt regionaludviklingsplanerne og planerne for udvikling af landdistrikter tager hensyn til biodiversiteten (BirdLife International, 1995; E-K, 1997b).

Med hjemmel i national lovgivning og EU-direktiv 85/337 gennemføres der nu helt rutinemæssigt vurderinger af virkningen på miljøet af en række udviklinger (VVM). I dag kræves der imidlertid ikke nogen VVM for større skov- og landbrugsprojekter efter gældende internationale love og de fleste nationale love. Endvidere er VVM'ernes standard varierende. I en nyligt gennemført undersøgelse konkluderes det, at der i VVM'er sjældent tages tilstrækkelig hensyn til økologiske spørgsmål (Treweek, 1996).

I mange lande gøres der i dag en indsats for at informere borgerne om, hvorledes de kan bidrage til bevaring af biodiversiteten. Som eksempel kan nævnes miljømærkning og produktcertificering. Forest Stewardship Council har udviklet ti grundprincipper for certificering af skove samt information om produkter fra certificerede skove.

#### **Referencer**

Ansell, D.J. og Vincent, S.A. (1994). *An Evaluation of Set-aside in the European Union with Special Reference to Denmark, France, Germany and the UK*. Centre for Agricultural Strategy. University of Reading, Det Forenede Kongerige.

Baldock, D. (1990). *Agriculture and Habitat Loss in Europe*. WWF International.

Baldock, D., Beaufoy, G., Brouwer, F., Godeschalk, F. (1996). *Farming at the Margins: Abandonment or redeployment of agricultural land in Europe*. Institute for European Environmental Policy. London/Agricultural Economics Research Institute, Haag, Nederlandene.

BCIS (Biodiversity Conservation Information System): <http://www.biodiversity.org/members.html>

Beaufoy, G., Baldock, D. og Clark, J. (1995). *The Nature of Farming: Low intensity farming systems in nine European countries*. IEEP, London, Det Forenede Kongerige.

Bignal, E.M., McCracken, D.I. og Curtis, D.J. (1992). *Nature Conservation and pastoralism in Europe*. Proceedings of the third European Forum on Nature Conservation Pastoralism, Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, Det Forenede Kongerige.

Bina, O., Briggs, B. og Harley, D. (1994). *Transport and Biodiversity : A discussion paper*. Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, Det Forenede Kongerige.



BirdLife International/European Bird Census Council (EBCC), *European Bird Database*. Data indhentet maj 1997, Nederlandene.

BirdLife International (1994). *Putting biodiversity on the map*, BirdLife International, Cambridge, Det Forenede Kongerige.

BirdLife International (1995). *The Structural Funds and biodiversity conservation* (ikke offentliggjort), BirdLife International. Cambridge, Det Forenede Kongerige.

Bohn, U. (1996). *Natürliche Vegetation Europas*. Map, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Tyskland

Bournerias, J. (1989). *Problèmes relatifs à la conservation des orchidées de la flore française. Colloque sur les plantes sauvages menacées*. Brest, 1989, Lavoisier, Frankrig.

Campbell, L.H., Avery, M.I., Donald, P., Evans, A.D., Green, R.E. og Wilson, J.D. (1997). *A review of the indirect effects of pesticides on birds*. JNCC Report No 277. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, Det Forenede Kongerige.

Collar, N.J., Crosby, M.J. og Stattersfield, A.J. (1994). *Birds to watch 2 : the world list of threatened birds*. BirdLife International, Cambridge, Det Forenede Kongerige.

Convention on Biological Diversity, 1997: <http://www.biodiv.org/convtext>

Crofts, A. og Jefferson, R.G. (red.) (1994). *The Lowland Grassland Management Handbook*, English Nature/The Wildlife Trusts.

Davis, S.D., Heywood, V.H. og Hamilton, A.C. (1994). *Centres of plant diversity*. Bind 1 Europa, Afrika, Sydvestasien og Mellemøsten. WWF og IUCN.

Dauvin, J.C. (1997). *Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes atlantique, Manche et Mer du Nord: synthèse, menaces et perspectives*. Service du Patrimoine Naturel/IEGB/MNHN.

Doody, J.P. (red.) (1991). *Sand dune inventory of Europe*. Joint Nature Conservation Committee/European Union for Coastal Conservation. Peterborough, Det Forenede Kongerige.

E-K og Europa-Rådet (1987). *Map of natural vegetation of the Member States of the European Communities*. Luxembourg.

E-K (1995a). *Landbruget i de central- og østeuropæiske lande - Status og perspektiver: Sammenfattende rapport*. GDVI, Bruxelles, Belgien.

E-K (1995b). *Landbrugets stilling i Den Europæiske Union: Rapport 1995*. GDVI, Bruxelles, Belgien.

E-K (1997a). *Caring for our Future - Action for Europe's Environment*. Bruxelles og Luxembourg.

E-K (1997b). *The impact of structural policies on economic and social cohesion in the Union 1989-99*. Regional policy and cohesion. Luxembourg.

E-K (1998). *Det Europæiske Fællesskabs Biodiversitetsstrategi*. Meddelelse KOM (98) 42 endelig udg. Luxembourg

E-K-GD VI, 1997: <http://europa.eu.int/en/comm/dg06/envir/> og <http://europa.eu.int/en/comm/dg06/res/gen/>

E-K-GD XI, 1998: <http://europa.eu.int/en/comme/dg11/dg11home.html>

## 176 Europas miljø

- EEA-ETC/NC (1995). *Biodiversity and Nature Conservation: a European general approach*. (internal report).
- EEA-ETC/NC (1996). *CORINE Biotopes Sites. Database Status and Perspectives 1995*. Topic Report 27.
- EEA-ETC/NC (under udarbejdelse). *Existing Red Books on Species and Habitats of European Concern*.
- EEA-EFI/INIMA (1997). *Forest fire reports*. Internal, EFI European Forest Institute, Finland, INIMA, Spanien.
- EEA-ETC/NC (under udarbejdelse). *EUNIS Habitat classification*.
- EEA (1997). *The UN Convention on Biological Diversity. Follow-up in EEA Member Countries 1996*. Topic Report 9/1997, Det Europæiske Miljøagentur, København. ISBN 92-9167-062-6.
- EEA (monografi under udarbejdelse). *Excessive Anthropogenic Nutrients in European Ecosystems*. Det Europæiske Miljøagentur-ETC/IW, København, Danmark.
- EEA (under udarbejdelse). *EEA Landcover 1998*. Det Europæiske Miljøagentur-ETC/LC, København, Danmark.
- EFMA (1997). *Tables of fertiliser consumption by country* (ikke offentliggjort). European Fertiliser Manufacturers' Association, Bruxelles.
- EUCC (1993). *European Coastal Conservation Conference, 1991*. Proceedings. EUCC, the European Union for Coastal Conservation, Haag/Leiden, Nederlandene.
- EUFORGEN, 1997; European Forest Genetic Resources Programme: <http://www.cigar.org/ipgri/euforgen/>
- Europa-Parlamentet (1997). *Europa-Parlamentet og Den Europæiske Unions Miljøpolitik*. Generaldirektoratet for Forskning, Luxembourg.
- Europarådet (red.) m.fl. (under udarbejdelse). *Nature Conservation sites designated in application of international instruments at pan-European level (map and report)*. Strasbourg, Frankrig.
- Europarådet, WCMC, EEA (1997). *Common Database on Designated Areas*, accessed December 1997 by EEA-ETC/NC
- Europarådet (1997). *The EMERALD Network – a network of Areas of Special Conservation Interest for Europe*. TPV96\TPVS75SER.96. Secretariat of Bern Convention, Strasbourg, Frankrig.
- Europarådet (1997-8). *Guidelines for Action Plans for Animal Species*. T-PVS-(ACPLANS)(97) 8. Secretariat of Bern Convention, Strasbourg, Frankrig.
- Europarådet (final draft November 1997). *Red Data Book of European Vertebrates*, T-PVS (97) 61. Secretariat of Bern Convention. Strasbourg, Frankrig.
- Eurostat (1995). *Europe's Environment. Statistical compendium for the Dobbris assessment*. Luxembourg. ISBN 92-827-4713-1.
- Eurostat (1996). *Agriculture Statistical Yearbook: 1996*. Luxembourg.
- Firbank, L.G., Arnold, H.R., Eversham, B.C., Mountford, J.O., Radford, G.L., Telfer, M.G., Treweek, J.R., Webb, N.R.C. og Wells, T.C.E. (1993). *Managing Set-aside for Wildlife*. ITE Research Publication 7, Institute for Terrestrial Ecology, Det Forenede Kongerige.

Fridtjof Nansen-instituttet (1997). *Green Globe Yearbook of International Co-operation on Environment and Development. Main Focus: Nature Conservation*. Oxford, Det Forenede Kongerige.

Fuller, R.J. (1995). *Bird life of woodland and forest*. Cambridge University Press, Det Forenede Kongerige.

Furness, R.W., Greenwood, J.J.D. og Jarvis, P.J. (1993). Can birds be used to monitor the environment? *Birds as monitors of environmental change*. Chapman & Hall, London, Det Forenede Kongerige.

Hagemeijer og Blair (red.) (1997). *EBCC (European Birds Census Council) Atlas of European Breeding Birds: their distribution and abundance*. T & A.D. Poyser, London, Det Forenede Kongerige.

Heywood, V.H. og Zohary, M. (1995, opdateret 1997). A catalogue of the wild relatives of cultivated plants native to Europe. *Flora Mediterranea 5*.

Hill, D. og Hockin, D. (February 1992). Can roads be bird friendly? *Landscape Design*.

IMO/FAO/UNESCO/WHO/IAEA/UN/UNEP (1997). *Opportunistic settlers and the problem of the etenophore Mnemiopsis leidyi invasion in the Black Sea*. Reports and Studies 58. IMO/UNEP. London, Det Forenede Kongerige.

IUCN (1993). Biological Diversity Conservation and the Law – Legal Mechanisms for Conserving Species and Ecosystems. I *Environmental Policy and Law Paper No 29*, Bonn.

IUCN CNPPA (Commission on National Parks and Protected Areas) (1994). *Parks for Life: action for protected areas in Europe*. IUCN, Gland, Schwitterland and Cambridge, Det Forenede Kongerige.

IUCN (1996). *IUCN Red List of Threatened Animals*. IUCN, Gland, Schweiz.

IUCN (1997). *Red List Categories*. As approved by the 40th meeting of the IUCN Council, 1994, IUCN Species Survival Commission, Gland, Schweiz.

IUCN (under trykning). *IUCN Red List of Threatened Plants (Europe)*. IUCN Species Survival Commission, Gland, Schweiz.

Lambinon, J. (1997). Les introductions de plantes non-indigènes dans l'environnement naturel. I *Sauvegarde de la nature*, No. 87, Europa-Rådet. Strasbourg, Frankrig.

Leten, M. (1989). Distribution dynamics of orchid species in Belgium: Past and present distribution of thirteen species. *Mém. Soc. Roy. Belg.*, 11 Belgien.

Mace, G. og Stuart, S. (1994). *Draft IUCN Red List Categories*. Version 2.2, species 21-22.

McCracken, D.I., og Bignal, E.M. (1995). Farming on the edge: the nature of traditional farmland in Europe. *Proceedings of the 4th European Forum on Nature Conservation Pastoralism*, Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, Det Forenede Kongerige.

Meinesz, A. (1997). *L'implacable avancée de la Taxifolia*. I *La Recherche*, 297. Frankrig.

Minelli, A., Ruffo, S. og La Posta, S. (1996). *Checklist delle specie della fauna d'Italia*. Edizione Calderini, Bologna, Italien.

Nordisk Råd (1997). *Indicators of the State of the Environment in the Nordic Countries*. København, Danmark.

OECD (1995). *Environmental Performance Reviews: Poland*. OECD, Paris, Frankrig.

Pain, D.J. og Pienkowski, M.W. (red.) (1997). *Farming and birds in Europe; the Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*. Academic Press, London, Det Forenede Kongerige.

Pawlowski, B. (1970). Remarques sur l'endemisme dans la flore des Alpes et des Carpates. I *Vegetatio*, bind 21.

Petty, S.J. og Avery, M.I. (1990). *Forest bird communities* (occasional paper 26). Forestry Commission, Edinburgh, Det Forenede Kongerige.

Przybylski, Z. (1979). The effects of automobile gases on the antropods of cultivated plants, meadows and orchards. I *Environmental Pollution*, No 19.

Ramade, F. m.fl. (1997). Conservation des écosystèmes méditerranéens: Enjeux et prospective. *Economica*.

Rayment, M. (1996). *The World Grain Market: Working Paper Two on arable policy*. RSPB (The Royal Society for the Protection of Birds), Det Forenede Kongerige.

Reijnen, R. og Foppen, R. (1994). The effects of traffic on breeding bird populations in woodland. 1, Evidence of reduced habitat quality for willow warblers *Physoscopus trochilus* breeding close to a highway. I *J. Applied Ecology*, No 31.

Ribera, M.A. m.fl. (1996). *Second International Workshop on *Caulerpa taxifolia**. December 1994. Barcelona, Spanien.

Rodwell, J. (1991). *British Plant Communities: Vol. 1 – Woodland and scrub*. Cambridge University Press. Det Forenede Kongerige.

Societas Europaea Herpetologica – Gasc, J.P. m.fl. (under trykning) (1997). *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Museum National d'Histoire Naturelle, IEGB, Service du Patrimoine Naturel. Paris, Frankrig.

Societas Europaea Mammologica (under trykning). *Atlas of European Mammals*.

- Treweek, J. (1996). Ecology and environmental impact assessment. I *J. Applied Ecology*, No 33.
- Tucker, G.M. og Evans, M. (1997). *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment*. BirdLife International, BirdLife Conservation Series 6. Cambridge, Det Forenede Kongerige.
- Tucker, G.M. og Heath, M.F. (1994). *Birds in Europe: their Conservation Status*. BirdLife International. Cambridge, Det Forenede Kongerige.
- Tyler, T. og Olsson, K.A. (1997). Förändringar i Skånes flora under perioden 1938-1996. I *Svensk Botanisk Tidskrift*, No 91. Sverige.
- UNECE/CEC (1997). *De europæiske skoves tilstand - Sammenfattende rapport 1997* udarbejdet af Federal Research Centre for Forestry and Forest Products (BFH), Tyskland.
- UNECE/FAO (1997). *UNECE/FAO Temperate and Boreal Forest Resources Assessment 2000*, section: enquiry, section: terms and definitions, Genève, Schweiz.
- UNEP, Heywood, V.D. (red.), Watson, R.T. (1995). *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, Det Forenede Kongerige.
- Valdes m.fl. (1997). Conservation of the wild relatives of cultivated plants native to Europe. I *Bocconea* 7.

van Dijk, G. (1991). The status of semi-natural grasslands in Europe, Goring m.fl., *The conservation of lowland dry grassland birds in Europe*. JNCC, Det Forenede Kongerige.

van Dijk, G. (1996). The role of land ownership in nature conservation in the Netherlands and other countries. Red.: K. Mitchell, L. Hart, D. Baldock og K. Partridge. *Agriculture and Nature Conservation in Central and Eastern European Countries*: Proceedings of a seminar held at Debbie, Poland 1996, IEEP, London.

van der Zande, A.N., ter Keurs, W.J. og van der Weijden, W.J. (1980). The impact of roads on the densities of four bird species in an open-field habitat – evidence of a long distance effect. I *Biological Conservation*, No 18.

Wiens, J.A. (1989). *The ecology of bird communities: foundations and patterns 1*. Cambridge University Press, Cambridge, Det Forenede Kongerige.

## 9. Ferske vandområder

(In margin: Hovedkonklusioner)

Siden 1980 er der sket en generel reduktion i den samlede vandindvinding i mange lande. I de fleste lande har vandindvindingen til industriformål været langsomt faldende siden 1980 som følge af en omstilling væk fra industriformer, der har været storforbrugere af vand, tekniske forbedringer og øget genbrug. Efterspørgslen i byområder kan dog visse steder stadig overstige den disponible mængde vand, og der kan i nær fremtid blive tale om vandmangel. Den fremtidige vandforsyning kan desuden risikere at blive påvirket af klimaændringer.

Landbruget er den største forbruger af vand i Middelhavslandene, fortrinsvis til kunstvanding. De kunstvandede arealer og indvindingen af vand til kunstvanding er siden 1980 vokset støt. I de sydeuropæiske lande anvendes 60% af alt indvundet vand til kunstvanding. I nogle områder overstiger indvindingen af grundvand gendannelse opfyldningsgraden, hvilket resulterer i en sænkning af grundvandsspejlet, tab af vådområder og indtrængen af havvand. De vigtigste redskaber til at sikre en begrænsning af efterspørgslen efter vand i fremtiden vil være mere effektiv anvendelse af vandressourcerne, priskontrol og landbrugspolitiske foranstaltninger.

På trods af, at EU har indført vandkvalitetsmål, og at man i miljøhandlingsprogrammet for Central- og Østeuropa fokuserer på en forbedring af vandkvaliteten, er der ikke fra 1989/90 til i dag sket nogen generel forbedring af vandløbenes kvalitet. Europæiske lande rapporterer om forskellige tendenser uden noget sammenhængende geografisk mønster. Der er dog for de mest forurenede vandløb sket visse forbedringer siden 1970'erne.

Fosfor og kvælstof forårsager fortsat eutrofiering af overfladevandet. Forbedringer i spildevandsbehandlingen og nedbringelse af udledningerne fra de store industrier i perioden 1980-1995 bevirkede, at de samlede udledninger af fosfor i floderne i flere lande faldt med mellem 40% og 60%. Fosforkoncentrationerne i overfladevandet blev betydeligt reduceret, navnlig i de områder, hvor overfladevandet førhen var mest påvirket. Yderligere fremskridt kan forventes, eftersom det, navnlig i søer, kan tage flere år, før genopretningsforanstaltningerne viser resultater. Ved ca. en fjerdedel af målestationerne er fosforkoncentrationerne stadig ca. ti gange højere end for vandløb af god kvalitet. Kvælstof, som hovedsagelig stammer fra landbruget, er et mindre problem i selve floderne, men kan skabe problemer, når det af floderne ledes ud i havet. Udledningerne af kvælstof skal derfor reduceres yderligere for at beskytte havmiljøet.

Grundvandets kvalitet forringes af stigende koncentrationer af nitrat og pesticider fra landbruget. Nitratkoncentrationerne er lave i Nordeuropa, men høje i mange vest- og østeuropæiske lande, hvor EU's tilladte maksimale koncentrationer hyppigt overskrides.

Forbruget af pesticider i EU faldt mellem 1985 og 1995, men dette er ikke nødvendigvis ensbetydende med en begrænsning af de miljøskadelige virkninger, eftersom spektret af anvendte pesticider har ændret sig. Koncentrationerne i grundvandet af visse pesticider overskrider hyppigt de tilladte maksimale koncentrationer. Fra mange lande rapporteres der desuden om betydelig forurening med tungmetaller, kulbrinter og chlorerede kulbrinter.

I mange områder i Europa, f.eks. omkring Nordsøen, Østersøen, Rhinen, Elben og Donau, er der iværksat integrerede strategier for beskyttelse af de ferske vande. Selv om der er opnået gode resultater på dette område, er det nødvendigt i endnu højere grad at inddrage miljøpolitiske hensyn i den økonomiske politik.

Landbrugspolitikken er et vigtigt instrument til at begrænse tilførslen fra diffuse kilder. Det er imidlertid stadig vanskeligt at anvende dette instrument af såvel tekniske som politiske årsager. Selv om der som led i reformen af den fælles landbrugspolitik gøres meget for at integrere foranstaltninger til nedbringelse af tilførslen af næringsstoffer, skal der gøres endnu mere



for at sikre, at f.eks. politikken vedrørende braklægning af landbrugsarealer udformes på en måde, der optimerer miljøfordelene.

**Direktivet om byspildevand og nitratdirektivet må også formodes at kunne bidrage til en væsentlig kvalitetsforbedring, men et godt resultat er afhængigt af, i hvilken udstrækning medlemsstaterne udpeger følsomme områder og sårbare zoner. Forslaget til direktiv om rammerne for EU's vandpolitiske foranstaltninger indeholder bestemmelser om integrerede forvaltningsprogrammer. Hvis dette direktiv gennemføres på en ensartet måde i hele EU, kan det, i sammenhæng med en forbedret styring af efterspørgslen, føre til en markant forbedring af vandkvaliteten og en bæredygtig forvaltning af vandressourcerne.**

### 9.1. Indledning

De fleste europæere har adgang til rigelige forsyninger af friskt, rent vand. Vandressourcerne trues dog af mange menneskelige aktiviteter, og mange steder på kontinentet sætter manglen på tilstrækkeligt vand af god kvalitet en grænse for menneskers sundhed og velfærd samt for den økonomiske udvikling.

I århundreder har man brugt Europas ferske vande som drikkevand, til kunstvanding, som recipient for spildevand, til fiskeri, elproduktion og transport. De ferske overfladevande er også en vigtig del af Europas landskab, ligesom økosystemerne i disse områder er af allerstørste betydning for biodiversiteten (se kapitel 8). I de senere år har stigende befolkningstal, industrialisering, intensivisering af landbruget, bygning af kanaler og reservoirer samt væksten inden for fritidsaktiviteter øget presset på Europas ferske vande væsentligt. Der opstår også stadig flere konflikter mellem "brug" og "brugere". Tørke og oversvømmelser, som er de mest almindelige naturkatastrofer, øger problemerne (se kapitel 13). Der er et helt klart behov for en bæredygtig vandforvaltning.

Dette kapitel indeholder data og oplysninger om vandkvantitet og -kvalitet i Europa og de belastninger, som vandområderne udsættes for. Kapitel 4 behandler forureningen, som mange steder i Europa går hårdt ud over kvaliteten af floder og søer.

I de seneste 25 år er der på europæisk plan taget adskillige initiativer til at bekæmpe vandforureningen. Siden *Dobris*- rapportens offentliggørelse er det i nogen grad lykkedes at mindske industriens og husholdningernes forurening af overfladevandet. F.eks. har flere lande siden midten af 1980'erne reduceret fosforudledningen med 40-60%. I mange lande er landbruget dog stadig en væsentlig kilde til fosforforurening, ligesom forureningen med nitrater og pesticider fortsat er et problem i hele Europa.

### 9.2. Vandressourcer

I Europa er den gennemsnitlige årlige afstrømning af ferskvand på ca. 3 100 km<sup>3</sup> eller ca. 4 500 m<sup>3</sup> pr. indbygger pr. år ved et befolkningstal på 680 millioner (EEA, 1995). For kontinentet som helhed synes der derfor at være rigelige vandressourcer. Disse er imidlertid meget ulige fordelt, såvel geografisk som tidsmæssigt (Gleick, 1993). Den lokale efterspørgsel overstiger ofte de lokale ressourcer, hvilket bevirker, at der hyppigt sker en overudnyttelse af vandressourcerne i

**Box 9.1. Gruppering af europæiske områder**

De regionale analyser i dette kapitel bygger på følgende landeopdeling:

**De Nordiske/nordlige Llande (NO):** Finland, Island, Norge, Sverige

**Østlandene (ØS):** Bulgarien, Estland, Hviderusland, Letland, Litauen, Moldova, Polen, Rumænien, Rusland, Slovakiet, Tjekkiet, Ukraine, Ungarn

**Sydlig lande (SY):** Albanien, Bosnien-Hercegovina, Cypern, Forbundsrepublikken Jugoslavien, Grækenland, Italien, Den Tidligere Jugoslaviske Republik Makedonien (FYROM), Kroatien, Malta, Portugal, Slovenien, Spanien

**Vestlige lande (VE):** Belgien, Danmark, Det Forenede Kongerige, Frankrig, Irland, Liechtenstein, Luxembourg, Nederlandene, Schweiz, Tyskland, Østrig

tætbefolkede og regnfattige områder.

Europa er forsynet med et forholdsvis tæt net af hydrometriske (måling af vandføring i af-floder) og meteorologiske stationer, som samler data af høj kvalitet til brug for langtidsprognoser (WMO, 1987; EEA-ETC/IW, 1996). Dataene er imidlertid vanskeligt sammenlignelige, fordi der er stor forskel på, hvorledes landene beregner de tilgængelige forsyninger af ferskvand. Kort 9.1 indeholder en vurdering af de vedvarende ferskvandsressourcer, der bygger på ensartede beregningsmetoder, og illustrerer de store forskelle, der er mellem landene i Europa: fra en gennemsnitlig årlig afstrømning på over 3 000 mm i den vestlige del af Norge til 100 mm i store dele af Østeuropa og under 25 mm i det indre af Spanien.

En stor del af Europa afvandes af store flodsystemer, som krydser adskillige landegrænser. Et lands samlede ferskvandsressourcer består af det vand, der cirkulerer i floder, søer, reservoirer og vandførende lag, altså også vand, som flyder ind i disse lagre fra nabolande. Som det kan ses af figur 9.1, udgør de grænseoverskridende vandstrømme i flere lande et væsentligt bidrag til de samlede ferskvandsressourcer (udtrykt pr. indbygger). I Ungarn f.eks. tegner det ferskvand, der strømmer til landet fra nabolandene, sig for 95% af Ungarns samlede ressourcer. I Nederlandene og Slovakiet ligger tallet over 80%, mens vand fra nabolande udgør over 40% af ressourcerne i Tyskland, Grækenland, Luxembourg og Portugal. Selvom der er indgået internationale

#### **Kort 9.1 Gennemsnitlig årlig afstrømning i Europa**

Gennemsnitlig årlig afstrømning

1:30 000 000

Afstrømning i mm

over 2 000

under 50

**Noter:** Kortet er udarbejdet i en 10 km x 10 km opløsning, som viser den gennemsnitlige afstrømning efter korrektioner for lokale forhold. Kortet er baseret på justerede tal fra hydrometriske netværk. Afstrømningen i områder, hvor den ikke måles, er beregnet empirisk på grundlag af data om nedbør og potentiel fordampning (Budyko og Zubenok, 1961). **Kilde:** Rees m.fl., 1997, der anvender flodstrømningsdata fra FRIEND European Water Archive (Gustard, 1993) og klimatologiske data fra the Climate Research Unit, University of East Anglia (Hulme m.fl., 1995)

**Figur 9.1 Ferskvandsforsyning i Europa**

Ungarn  
 Nederlandene  
 Belgien  
 Tyskland  
 Polen  
 Tjekkiet  
 Cypern  
 Bulgarien  
 Slovakiet  
 Grækenland  
 Luxembourg  
 Danmark  
 UK  
 Italien  
 Spanien  
 Frankrig  
 Kroatien  
 Portugal  
 Tyrkiet  
 andre nabolande  
 Litauen  
 Schweiz  
 Østrig  
 Slovenien  
 Irland  
 Sverige  
 Finland  
 Norge  
 Island

tilstrømmende — vand flodstrømme fra

— vand genereret i landet

Klassificering af vandforsyningsgraden pr. indb. <sup>1)</sup>

Kategori	Vandforsyning (m <sup>3</sup> pr. indb. pr. år)
Meget lav	under 2 000
Lav	2 000 - 5 000
Middel	5 000 - 10 000
Over middel	10 000 - 20 000
Høj	20 000 - 50 000
Meget høj	over 50 000

<sup>1)</sup> Shiklomanov, 1991

m<sup>3</sup> pr. indb. pr. år

**Kilde:** Eurostat; OECD, 1997.

**Figur 9.2 Indvinding af ferskvand i Europa 1980-95**

1980 = 0,0	Vesteuropa	1980 = 0,0	Nordiske
lande			
Østrig		Finland	
Danmark		Island	
Frankrig		Sverige	
Tyskland		gennemsnit (Europa)	
Irland			
Nederlandene			
Schweiz			
UK			
gennemsnit (Europa)			
1980 = 0,0	Sydeuropa	1980 = 0,0	Østeuropa
Italien		Tjekkiet	
Spanien		Ungarn	
gennemsnit (Europa)		Polen	
		Slovakiet	
		gennemsnit (Europa)	

**Kilde:** OECD, 1997; Eurostat.

aftaler om kontrol med mængden og kvaliteten af indført vand (se tabel 9.3), kan spændinger ikke undgås, navnlig ikke hvor ressourcerne er begrænsede.

Ifølge det globale klassificeringssystem i figur 9.1 kan over halvdelen af landene beskrives som havende en lav vandforsyningsgrad pr. indbygger. Dette gælder også en række vesteuropæiske lande (Danmark, Det Forenede Kongerige og Tyskland) med moderat nedbør og høj befolkningstæthed. Ferskvandsforsyningen er endvidere meget lav i Tjekkiet, Polen og Belgien. Kun i de regnfulde nordisklige lande med lav befolkningstæthed (se box 9.1) er vandforsyningsgraden høj.

Overfladevand er hovedkilden til ferskvandsforsyningen i Europa, hvor to tredjedele af landene henter over 80% af det indvundne vand fra overfladevandet (OECD, 1997, og Eurostat-data). Resten af ferskvandsforsyningen kommer hovedsageligt fra grundvandet. En lille del stammer fra afsaltning af havvand (f.eks. i Italien, Spanien og Monaco). I Cypren og på Malta har afsaltning større betydning, idet henholdsvis 5% og 46% af de samlede ressourcer udgøres af afsaltet havvand. I Island, der har udstrakte grundvandsreserver, er 91% af det indvundne vand grundvand.

Vand indvundet fra grundvand er som regel af bedre kvalitet end det vand, der indvindes fra overfladevand. Grundvandet kræver mindre behandling og har traditionelt været en lokal og billig kilde til drikkevand. I lande med tilstrækkelige grundvandsreservoirer (Danmark, Portugal, Østrig, Island og Schweiz) indvindes over 75% af vandet til den offentlige vandforsyning herfra. Tallet ligger på mellem 50% og 75% i Belgien (Flandern), Finland, Frankrig, Luxembourg og Tyskland og på under 50% i Det Forenede Kongerige, Norge, Spanien og Sverige (Eurostat-data). Grundvandskilderne er under voksende pres, og der er tegn på overudnyttelse i nogle områder (afsnit 9.3 nedenfor).

#### Figur 9.3 Vandforbrug i Europa fordelt efter sektorer

\*\*\*Portugal  
 \*Grækenland  
 Spanien  
 \*Italien  
 Frankrig  
 \*\*\*Tyskland  
 Tyrkiet  
 Ungarn  
 \*\*\*Nederlandene  
 Finland  
 Polen  
 \*\*Norge  
 Østrig  
 Tjekkiet  
 Slovakiet  
 Sverige  
 Irland  
 Danmark  
 Luxembourg  
 \*\*\*Schweiz  
 UK  
 Island  
 offentlig vandforsyning - kunstvanding - industri (ekskl. køling) - elektricitet, køling

**Note:** I nogle lande medregnes vand indvundet til brug som kølevand for industrisektorens elproduktion.

**Kilde:** OECD, 1997; Eurostat

### 9.3. Indvinding og brug af vand

#### *Indvinding af ferskvand*

Siden begyndelsen af det tyvende århundrede er det globale vandforbrug syvdoblet (Kundzewicz, 1997). Den stigende efterspørgsel er traditionelt blevet dækket af stigende indvinding.

Som figur 9.2 viser, har der i mange europæiske lande siden 1980 været et generelt fald i den totale vandindvinding. Der er dog stor forskel landene imellem. Faldet har især været tydeligt siden 1990 og har været mere udtalt i Østeuropa end i andre europæiske områder. I en række vesteuropæiske lande skyldes faldet muligvis en generel omlægning af strategien for vandforvaltning, hvor man i stedet for at øge forsyningen ved at bygge reservoirer har indført en mere effektiv styring af efterspørgslen efter vand (Demand Side Management). Dette indebærer begrænsning af spild, mere effektiv vandudnyttelse og genanvendelse. I Østeuropa har de politiske omvæltninger i 1989-90 samt overgangen fra en centraliseret til en markedsbaseret økonomi i høj grad medvirket til at reducere efterspørgslen.

Sammenholdes den samlede indvinding af ferskvand med de samlede tilgængelige ressourcer (OECD, 1997), ser det ud til, at der sker en tilstrækkelig hurtig genopfyldning af beholdningerne til, at de fleste europæiske lande kan opfylde den indenlandske efterspørgsel. Over 60% af de analyserede lande indvinder mindre end en tiendedel af deres samlede vandressourcer. De øvrige lande (bortset fra Belgien) indvinder mindre end en tredjedel af ressourcerne. I Belgien ligger tallet på 40%.

#### *Brug af ferskvand*

Af figur 9.3 fremgår det, at det ferskvand, der indvindes i Europa, hovedsagelig går til den offentlige vandforsyning, industrien, landbruget og kraftværkerne (som kølevand) (OECD, 1997). Landenes definition af vandforbrug varierer dog, hvilket vanskeliggør en sammenligning af landenes forbrug.

Den offentlige vandforsyning leverer vand til en række formål. Husholdningerne tegner sig generelt for den største andel, nemlig 44% i Det Forenede Kongerige, 57% i Nederlandene og 41% i Ungarn (ICWS, 1996). Den offentlige vandforsyning er i mange vesteuropæiske lande og i de nordiske lande den største aftager af ferskvand. Dette gælder ikke i samme grad i Øst- og Sydeuropa. Fra 1980 til 1990 øgedes indvindingen til brug for den offentlige vandforsyning i de fleste lande som følge af voksende befolkninger og stigninger i forbruget pr. indbygger i takt med en højere levestandard. I fremtiden forventes husholdningernes forbrug at stabilisere sig eller endog falde og derved afspejle de demografiske tendenser og indførelsen af mindre vandforbrugende husholdningsapparater. Den fortsatte stigning i antallet af husstande kan dog vende denne tendens (se kapitel 1).

I de fleste lande går det meste af landbrugets vandforbrug til kunstvanding. I Middelhavslanene er landbruget den største bruger af indvundet vand. Således tegner landbruget sig for 80% af den samlede efterspørgsel i Grækenland, 50% i Italien, 70% i Tyrkiet, 65% i Spanien og 52% i Portugal (OECD, 1997). Dette står i skarp modsætning til resten af Europa, hvor i gennemsnit under 10% af ressourcerne anvendes til kunstvanding.

Figur 9.4 viser, at størrelsen af de kunstvandede arealer er vokset støt siden 1980 såvel i Europa som helhed som i Middelhavslanene og de vesteuropæiske lande. I Østeuropa skete der indtil 1988 en hastig vækst efterfulgt af et jævnt fald. I 1994 blev knap 5% af landarealet i de østeuropæiske lande kunstigt vandet mod over 8% i Middelhavslanene og godt 2% i den vesteuropæiske landegruppe. Landbruget i EU er i dag fuldstændig udbudsstyret som følge af den fælles landbrugspolitik. På grund af økonomiske problemer og ændringer i ejerforholdene er landbrugets vandforbrug faldende i Østeuropa (ICWS, 1996).

Industriens vandforbrug varierer meget fra land til land, og sammenligningerne vanskeliggøres, fordi der ikke er enighed om, hvorvidt kølevand skal medregnes. Der udvindes generelt langt mere vand til køling

**Figur 9.4 Kunstvandede arealer i Europa, 1980-94**

procent af landareal

Sydeuropa (Albanien, Grækenland, Italien, Malta, Portugal)

Østeuropa (Bulgarien, Polen, Rumænien, Slovakiet, Tjekkiet, Ungarn)

Europa (I alt)

Vesteuropa (Belgien, Det Forenede Kongerige, Frankrig, Luxembourg, Nederlandene, Schweiz,

Tyskland, Østrig)

Norden (Finland, Norge, Sverige)

**Kilde:** FAO



**Kort 9.2 Byernes efterspørgsel i procent af den gennemsnitlige årlige afstrømning**

Byernes efterspørgsel i procent af den gennemsnitlige årlige afstrømning

1:20 000 000

Procent af afstrømning

ikke defineret

uden for undersøgelsens rammer

**Note:** Kortet er baseret på oplysninger om den gennemsnitlige årlige afstrømning på længere sigt (kort 9.1) sammenholdt med Eurostat GISCO Degree of Urbanisation-data.

**Kilde:** Rees m.fl., 1997

end til industriprocesser (f.eks. går 95% af den ungarske industris samlede vandforbrug til køleformål). Kølevandet vender uændret tilbage til kredsløbet igen bortset fra, at det er blevet varmere, og at en forholdsvis lille del er fordampet. Der er derfor ikke tale om et egentligt forbrug.

Siden 1980 har indvindingen af vand til industriformål i mange europæiske lande været langsomt faldende. Dette afspejler såvel nedgangen i industriproduktion siden 1980 som en generel omstilling fra tunge og meget vandforbrugende industrier som f.eks. tekstil, jern og stål til mindre vandforbrugende serviceindustrier. En anden årsag til faldet er mere effektiv vandudnyttelse og større genanvendelse (ICWS, 1996). Siden 1990 har indvindingen til industriformål også været faldende i Bulgarien og Ungarn som følge af svigtende industriproduktion og økonomiske problemer.

### ***Vandmangel***

Ovenstående statistiske oplysninger beskriver forsynings- og forbrugssituationen på nationalt plan. Sådanne oplysninger er imidlertid tilbøjelige til at sløre regionale og lokale problemer. Det største forbrug af vand er normalt koncentreret om de tætbefolkede storbyområder. Kort 9.2 viser, hvor byernes

#### **Kort 9.3 Fordeling af Q90**

Q90

(90 percentil-strømmen)

1:30 000 000

Strøm i mm

over 500

under 25

**Note:** Kortet er udarbejdet i en 10 km x 10 km opløsning. Q90 er beregnet ud fra målte og modellerede og justerede data.

**Kilde:** Gustard m.fl., 1997

efterspørgsel efter ferskvand kan komme til at overstige de lokale forsyninger på længere sigt. Det drejer sig især om Sydeuropa og industricentrene. I disse områder kan det nuværende forbrug ikke opretholdes, medmindre de lokale forsyninger øges, f.eks. ved at overføre vand fra andre bassiner eller opbygge et lager i reservoirene.

Selv i områder med tilstrækkelige vandforsyninger på længere sigt kan sæsonmæssige eller årlige udsving i forsyningerne undertiden medføre vandmangel. Vandforsyningen planlægges ofte ud fra, hvilke forsyninger der kan forventes i perioder med tørt vejr og lav afstrømning i vandløbene. 90 percentil-strømmen (Q90), der er et udtryk for de ferskvandsressourcer, der kan påregnes i gennemsnitligt 90% af tiden, er en værdifuld indikator. Kort 9.3 viser fordelingen af Q90 i Europa og kan anvendes til at identificere de områder, der potentielt kan blive ramt af sæsonmæssig vandmangel. Det mest slående eksempel er Den Iberiske Halvø.

I Europa er der en voksende erkendelse af behovet for at sikre de fremtidige vandressourcer. Selv om en analyse af fremtidige tendenser nødvendigvis må bygge på formodninger om de mange, ofte indbyrdes modstridende, faktorer, der styrer efterspørgslen, synes det sandsynligt, at stabiliseringen af indvindingen især til husholdningsbrug vil fortsætte. Der er et tab af vandspild af vand forekommer i alle de europæiske landes distributionssystemer. Tabspildet kan være større eller mindre. Det procentvise tabspild varierer fra helt op til 50% i Moldova og Ukraine til ca. 10% i f.eks. Danmark og Østrig (EEA-ETC/IW, 1998). Mange lande, især i Østeuropa, forventer en industriel vækst (ICWS, 1996). Det øgede vandforbrug som følge heraf vil blive delvis udlignet ved genanvendelse, udvikling af mindre vandforbrugende teknologier og andre bevaringsforanstaltninger som f.eks. "Demand Side Management". Landbrugets efterspørgsel vil blive påvirket af forbedringer i kunstvandingseffektiviteten, landbrugspolitikken og priskontrollen. Nye strukturer til fastsættelse af priser og andre økonomiske incitamenter forventes indført for at opnå en større effektivitet i alle vandforbrugende sektorer. Fra omkring 1990 har mange europæiske lande store afhængighed af grundvand som drikkevand gjort vandkvaliteten til et stadig vigtigere spørgsmål.

#### 9.4. Kvaliteten af grundvandet

Europas grundvand er på forskellige måder truet og forurenat. Problemerne inkluderer forurening med nitrater, pesticider, tungmetaller og kulbrinter, som medfører eutrofiering, giftvirkninger på andre dele af vandmiljøet og mulige skader på menneskers sundhed. Også andre forureningskilder samt overindvinding øver stor indflydelse på grundvandsressourcerne. Hvis vandspejlet falder, er der fare for, at der i kystområder trænger saltvand ind i grundvandet (kapitel 11, afsnit 11.5).

##### 9.4.1. Nitrat

Kort 9.4 viser resultaterne af 17 landes overvågning af nitratkoncentrationerne i grundvandet. Der er valgt fire koncentrationskategorier. Koncentrationer indtil 2,3 mg N/l anses for næsten naturlige koncentrationer. Den vejledende værdi på 5,6 mg N/l (25 mg NO<sub>3</sub>/l) og den tilladte maksimale koncentration på 11,3 mg N/l (50 mg NO<sub>3</sub>/l) for drikkevand, som er fastsat i drikkevandsdirektivet (80/778/EØF), repræsenterer den højeste grænse for to af de andre koncentrationskategorier. Høje koncentrationer af nitrat skyldes udelukkende menneskelige aktiviteter og især brugen af kvælstof- og husdyrgødning. En stor del af forureningen på lokalt plan stammer dog også fra husholdninger og industrien. Af de lande, som har fremlagt data, har Slovenien den højeste nitratkoncentration i grundvandet, idet 50% af målestationerne viser koncentrationer på over 5,6 mg N/l. I otte lande overskrides 5,6 mg N/l-niveauet ved ca. 25% af målestationerne. I ét land (Rumænien) er 11,3 mg N/l-grænsen overskredet ved 35% af målestationerne.

Kort 9.5 viser de områder i Europa, hvor grundvandet er påvirket af høje nitratkoncentrationer.

For 1990'erne viser resultaterne af overvågningerne varierende tendenser i en række vesteuropæiske lande (tabel 9.1). For nogle landes vedkommende synes nitratkoncentrationerne i denne korte periode ikke at være steget yderligere. Dog er det formentlig for tidligt at konkludere, at situationen har stabiliseret sig.

##### 9.4.2. Pesticider

I Europa er ca. 800 aktive stoffer registreret til brug, men i praksis ligger hovedforbruget på et lille udsnit af disse. Det er vanskeligt og kostbart at gennemføre en effektiv overvågning af rester af pesticider i miljøet.

Ganske vist giver producenterne ved anmeldelse af stofferne oplysning om de benyttede analysemetoder, men i mange lande sætter både den økonomiske formåen og analysekapaciteten en grænse for, hvor detaljerede oplysningerne

kan blive. For mange pesticider gælder det, at de ikke er påvist i grundvandet af den simple grund, at man ikke har søgt efter dem. Når man søger efter et bestemt pesticid, vil man imidlertid ofte finde det (se box 9.2), dog muligvis i koncentrationer, der ligger under den tilladte maksimale koncentration på 0,1 µg/l, fastsat i drikkevandsdirektivet (80/778/EØF).

Atrazin og simazin er de pesticider, der hyppigst konstateres i grundvandet (tabel 9.2). Atrazin blev fundet i koncentrationer på over 0,1 µg/l ved over 25% af målestationerne i Slovenien, ved 5%-25% af målestationerne i Østrig samt i visse regioner i Det Forenede Kongerige og Frankrig. Koncentrationen af desethylatrazin oversteg 0,1 µg/l ved 5-25% af målestationerne i Tyskland og Østrig og ved mere end 25% af de slovenske målestationer.

En ny undersøgelse omfattende fire EU-lande gav et tilsvarende billede (Isenbeck- Scröter m.fl, 1997). I prøver fra alle fire lande blev der igen ofte fundet atrazin (i 22% af prøverne fra Frankrig og i 9% af prøverne fra Det Forenede Kongerige). Bentazon blev også fundet i forholdsvis mange af prøverne fra Det Forenede Kongerige (15%). Atrazin, simazin og bentazon er bredspektrede ukrudtsmidler, der benyttes meget i landbruget, industrien og husholdningerne. I mange lande begrænser eller forbyder man nu helt brugen af disse stoffer.

**Kort 9.4 Koncentration af nitrat i grundvandet**

Koncentration af nitrat i grundvandet

1:30 000 000

Koncentration i mg NO<sub>3</sub>/l

i Moldova og Rumænien

Ungarn    antal målestationer

ej oplyst

**Kilde:** EEA-ETC/IW

**Kort 9.5 Områder påvirket af høje nitratkoncentrationer i grundvandet**

Nitrat i grundvandet

1:20 000 000

Påvirkede områder i mg NO<sub>3</sub>/l

Påvirkede mindre områder med jævn fordeling i mg NO<sub>3</sub>/l

undersøgt område

ej oplyst

**Note:** Kortet er baseret på kort fra nationale knudepunkter

**Kilde:** EEA-ETC/IW

**Tabel 9.1 Nitrat i grundvandet, udvikling fra begyndelsen til midten af 1990'erne**

	<i>Antal målestationer</i>	<i>Stigning %</i>	<i>Uændret %</i>	<i>Fald %</i>
Østrig	979	13	72	15
Danmark	307	26	61	13
Finland	40	27	43	30
Tyskland	3741	15	70	15
UK	1 025	8	80	12

**Kilde:** EEA-ETC/IW**Tabel 9.2 Forekomst af pesticider ved målestationer i en række europæiske lande**







Hexazinon

0,4  
(277)

2,6\*  
(2 234)

2

---

**Note:** \* Dataene dækker kun visse dele af det pågældende land.

**Kilde:** EEA-ETC/IW

Den tilladte maksimale koncentration blev kun overskredet ved en lille procentdel af målestationerne, men der er sikkert mange målestationer, hvor der er målt lavere koncentrationer. Den tilladte maksimale koncentration er en operationel indikator fastsat på grundlag af påvisningsgrænserne fra tidligere analysemetoder. Den tilladte maksimale koncentration siger ikke noget om farerne for folkesundheden eller miljøet. Efterhånden som analysemetoderne bliver bedre, er det muligt at påvise pesticider i stadig lavere koncentrationer. Oplysninger om lave koncentrationer kan være en hjælp til at få et mere detaljeret billede og en mere pålidelig analyse af tendenserne. Den fortsatte udvaskning af pesticider til grundvandet berettiger til en vedvarende indsats for at beskytte denne livsnødvendige ressource.

### **Box 9.2. Pesticider i grundvand og overfladevand i Danmark**

Det danske program for grundvandsovervågning omfatter en rutinemæssig screening for otte pesticider. Ved 12% af screeningerne blev der påvist et eller flere pesticider, og i 4% af screeningerne var den tilladte maksimale koncentration (TMK) overskredet (GEUS, 1997). De hyppigst forekommende stoffer var atrazin, simazin, dichlorprop og mechlorprop.

Som følge af den store geografiske udbredelsesprædning af pesticider i Danmarks grundvand er overvågningsprogrammet på det seneste blevet udvidet til at omfatte 105 pesticider. Resultaterne af 517 screeninger, som er repræsentative for Danmark, viste forekomster af 35 af disse pesticider eller metabolitter heraf. 13% af de screenede prøver indeholdt rester af 22 af stofferne i koncentrationer, der oversteg TMK.

I forhold til grundvandet er forurening af overfladevand med pesticider mindre godt belyst. Der foretages årlige vurderinger af kvaliteten af vandløbene på Fyn, som har et meget intensivt landbrug, på grundlag af prøver fra ca. 900 forskellige steder. Det har vist sig, at antallet af tilfælde med akut forgiftning af vandløbenes fauna steg kraftigt mellem 1984 og 1995.

For nærmere at undersøge dette, blev der i 1994 og 1995 udtaget 84 vandprøver fra seks kilder med tre forskellige typer afstrømningsopland (skov, landbrug og blandet) (Pedersen, 1996). Der blev fundet 25 forskellige stoffer i koncentrationer over påvisningsgrænsen, som for de fleste stoffer ligger på 0,05-0,1 µg/l. De højeste koncentrationer fandt man forår og efterår, dvs. på det tidspunkt, hvor markerne sprøjtes med pesticider. Koncentrationen af pesticider var højere i vandløb, som afvandede landbrugsarealer og blandede arealer, end i vandløb i skovene. Den højeste koncentration af et enkelt stof var på 7 µg/l. I ca. 35% af prøverne fra de vandløb, der afvandede landbrugsarealer og blandede arealer, oversteg koncentrationen af pesticider og rester heraf den TMK på 0,5 µg/l, der er fastsat i Rådets direktiv 80/778/EØF.

### **9.4.3. Andre typer forurening**

Ud af de 22 lande, fra hvilke der var blevet indhentet oplysninger, viste det sig, at forurening af grundvandet med tungmetaller var et problem i 10 (Bulgarien, Estland, Frankrig, Moldova, Rumænien, Slovakiet, Slovenien, Spanien, Sverige og Ungarn) (EEA, 1998a). Tungmetaller stammer typisk fra punktkilder som f.eks. deponeringsanlæg, mineaffald og udledninger fra industrien (se nærmere om forurenede jord i afsnit 11.2).

Kulbrinter bidrager væsentligt til forureningen af grundvandet i Estland, Det Forenede Kongerige, Frankrig, Litauen, Moldova, Rumænien, Slovakiet, Tyskland og Ungarn, mens chlorerede kulbrinter er et stort problem i Det Forenede Kongerige, Frankrig, Rumænien, Slovakiet, Slovenien, Spanien, Tyskland, Ungarn og Østrig. I Vesteuropa er der store forekomster af chlorerede kulbrinter i grundvandet, mens det i Østeuropa er kulbrinter og her især mineralolie, der udgør det største problem. Kilderne til kulbrinteforurening er overvejende de samme typer punktkilder, som er årsag til forureningen med tungmetaller. Forureningen af grundvandet med kulbrinter stammer endvidere også fra petrokemiske fabrikker og militære områder. Som regel truer forurening fra punktkilder imidlertid kun begrænsede grundvandsområder.

## **9.5. Kvaliteten af floder og andre vandløb**

### **9.5.1. Vurdering af floders kvalitet**

Mange europæiske lande vurderer flodernes kvalitet og klassificerer floderne derefter. Antallet af kvalitetsklasser, antallet af målte parametre, beregningsmetoder og klassificeringsgrundlag (fysisk/kemisk, biologisk eller fysisk) kan være forskellige fra land til land. Da der ikke findes noget harmoniseret overvågningsprogram for de forskellige europæiske lande, er data fra de

### **Box 9.3. Kriterier for klassificering af floders kvalitet**

God kvalitet: flodstrækningerektioner med næringsfattigt vand med et lavt indhold af organiske stoffer; mættet med opløst ilt; rig på hvirvelløse dyr; egnet som gydeplads for laksefisk.

Middel kvalitet: flodstrækningerektioner med moderat organisk forurening og næringsindhold; gode iltforhold; rig flora og fauna; stor fiskebestand.

Kvalitet under middel: flodstrækningerektioner med stor organisk forurening; som regel lav iltkoncentration og nogle steder anaerobt sediment; lejlighedsvis masseforekomst af organismer, der er tolerante ufølsomme over for iltsvind; lille eller ingen fiskebestand; periodisk fiskedød.

Dårlig kvalitet: flodstrækningerektioner med uacceptabelt høj organisk forurening; lange perioder med meget lav iltkoncentration eller fuldstændig afiltning; anaerobt sediment, store tilførsler af gift; ingen fisk.

**Note:** For Belgien (Flandern), Danmark, Irland, Tyskland og Østrig bygger data på biologisk klassificering. For de fleste andre lande er brugt fysisk/kemisk klassificering. I nogle tilfælde som f.eks. Slovakiet og Norge er anvendt en blanding af fysiske/kemiske og mikrobiologiske klassificeringer.

nationale vurderinger blevet smeltet sammen til de fire klasser, der er defineret i box 9.3.

I Det Forenede Kongerige, Irland, Norge og Østrig kan mindst 70% af de undersøgte eller klassificerede flodstrækninger klassificeres som værende af god kvalitet. I Frankrig og Rumænien er over 50% af floderne af god kvalitet, mens kvaliteten i 50% af floderne i Bosnien-Hercegovina, Litauen, Slovenien og Tyskland klassificeres som middel. I Belgien, Bulgarien, Bosnien-Hercegovina, Danmark, Den Tidligere Jugoslaviske Republik Makedonien, Litauen, Polen, Slovakiet og Tjekkiet er mere end 25% af floderne under middel eller dårlige. Værst synes flodkvaliteten at være i Slovakiet, hvor over 90% af floderne er klassificeret som dårlige. Forbedring eller forværring af flodkvaliteten følger ikke noget konsekvent geografisk mønster, og de store forskelle mellem de nationale tendenser gør det ikke muligt at påvise en klar generel tendens for landene under ét.

#### **9.5.2. Organiske stoffer i floder**

Vands indhold af organiske stoffer måles sædvanligvis som biokemisk iltforbrug (BOD) og/eller kemisk iltforbrug (COD). Udtrykkene BOD og COD er ikke direkte sammenlignelige; COD omfatter små mængder af organiske stoffer, der ikke let iltes ad biologisk vej.

#### **Kort 9.6 Organiske stoffer i Europas floder 1994-96**

Gennemsnitlig årlig koncentration af organiske stoffer i floder

1:30 000 000

BOD5 i mg O<sub>2</sub>/l

Gennemsnit af årlige middelværdier 1994-1996

BOD7 i mg O<sub>2</sub>/l

Gennemsnit af årlige middelværdier 1994-1996

COD Cr i mg O<sub>2</sub>/l

Gennemsnit af årlige middelværdier 1994-1996

COD Mn i mg O<sub>2</sub>/l

Gennemsnit af årlige middelværdier 1994-1996

Gennemsnit af årlige middelværdier for 1994, 1995, 1996. Foreligger der ingen BOD5-data, er i stedet vist BOD7-, COD Cr- eller COD Mn-data.

**Kilde:** EEA-ETC/IW

I uforstyrrede floder er de typiske BOD- og COD-værdier under henholdsvis 2 mg O<sub>2</sub>/l og 20 mg O<sub>2</sub>/l. I 1992-96 viste 35% af målestationerne ved floderne en gennemsnitlig årlig BOD-værdi på under 2 mg O<sub>2</sub>/l, mens 11% havde en gennemsnitlig BOD-værdi på over 5 mg O<sub>2</sub>/l, hvilket indikerer en betydelig organisk forurening. I de nordiske lande måles organiske stoffer sædvanligvis alene ved COD-værdien, som generelt er lav. I resten af Europa optræder der BOD-værdier på over 5 mg O<sub>2</sub>/l, især i floder, som befolkningen og industrien udnytter kraftigt.

Spildevand er den vigtigste kilde til organiske stoffer i floder. De organiske stoffer i spildevand er let nedbrydelige, og nedbrydningen kræver ilt. Denne proces kan give et alvorligt iltsvind, som kan påvirke livet i floderne. Ved nedbrydningen frigives også ammonium, som, hvis det omdannes til ammoniak, er giftigt for fisk. Koncentrationen af organiske stoffer, ilt og ammonium er derfor gode indikatorer for organisk forurening.

Siden 1975-81 er koncentrationen af organiske stoffer i de europæiske floder faldet, især i de mest forurenede floder (kort 9.6). I de lande, hvor koncentrationerne tidligere lå højest, som f.eks. Belgien, Bulgarien, Estland, Frankrig, Letland, Den Tidligere Jugoslaviske Republik Makedonien, Tjekkiet og Ungarn, er der sket væsentlige reduktioner. Reduktionerne er udtryk for en forbedret rensning af spildevand fra husholdninger og industri. De stigende iltkoncentrationer i især de europæiske floder, der var værst ramt af iltsvind, hænger sammen med de faldende koncentrationer af organiske stoffer.

De generelle forbedringer hvad angår såvel indhold af organiske stoffer som koncentration af opløst ilt dækker over store lokale udsving, som mere detaljeret er beskrevet af EEA (EEA, 1998b). Tendenserne er ikke ens for de forskellige områder i Europa (se box 9.1), men afhænger af udgangssituationen som vist i figur 9.5. I de vesteuropæiske lande blev færre floder klassificeret som dårlige og flere som gode. I de nordiske lande er der stadig kun få floder af dårlig kvalitet. I Sydeuropa er situationen nogenlunde stabil med mange floder, der endnu har dårlig kvalitet. Den generelle situation i Østeuropa er tilsvarende, men der er dog sket en vis reduktion i andelen af floder af dårlig kvalitet.

I uforstyrrede floder ligger indholdet af ammonium typisk under 0,05 mg N-NH<sub>4</sub>/l. Ved langt de fleste målestationer ved de europæiske floder overskrides denne grænse. Ved 92% af målestationerne lå den gennemsnitlige årlige koncentration således over grænsen, mens det ved 78% af stationerne var den maksimale koncentration, der lå højere.

Tendenserne for koncentrationerne af ammonium ligner tendenserne for organiske stoffer. I de vestlige og nordlige lande (se figur 9.6) er der sket forbedringer på steder med høje ammoniumkoncentrationer, mens situationen er blevet forværret på steder med lave koncentrationer. I de sydlige lande sker der en langsom forværring af den generelle situation, mens andelen af målestationer med såvel gode som dårlige resultater falder i de østlige lande.

### 9.5.3. Næringsstoffer i floder

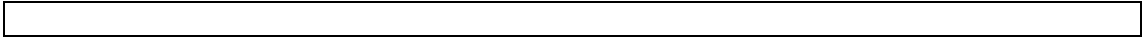
Fosfor og kvælstof i floder kan medføre eutrofiering med voldsom forekomst af grøde, fytoplankton eller sessile alger, hvilket har medført

**Figur 9.5 Organiske stoffer i Europas floder, udtrykt som procentdel af de målestationer, hvor de respektive koncentrationer er målt**

Vesteuropa	Nordiske lande
Sydeuropa	Østeuropa

Antal målestationer pr. landegruppe				
Periode	VE	NO	SY	ØS

procentdel af målestationer med et gennemsnitligt BOD på under 2 mg O <sub>2</sub> /l				
procentdel af målestationer med et gennemsnitligt BOD på over 5 mg O <sub>2</sub> /l				



**Kilde:** EEA-ETC/IW





iltsvind i ferske og marine vandområder. Kvælstofforbindelser kan også være direkte skadelige: nitrat ved at påvirke kvaliteten af drikkevand og ammoniak ved at forbruge ilt og forgifte dyrelivet i floderne. I uforstyrrede områder findes lave koncentrationer af fosfor og kvælstof. Her er det hovedsagelig jorden, de undergrundsliggende klipper og nedbøren, der bestemmer koncentrationsniveauet.

### **Fosfor**

Fosforindholdet i vand måles enten som total fosfor eller som opløst fosfor. Selv om planter kun udnytter fosfor i opløst form, er koncentrationen af total fosfor et godt udtryk for forekomsten af fosfor på længere sigt. I uforstyrrede floder ligger den totale fosforkoncentration normalt under 25 µg P/l. I visse tilfælde kan naturlige mineraler være med til at øge niveauet. Koncentrationer på over 50 µg P/l anses generelt for at være forårsaget af menneskelige aktiviteter. Langt over halvdelen af alle målestationer ved floderne overskrider dette niveau. Koncentrationer af opløst fosfor over 100 µg P/l kan medføre, at vandet bliver overfyldt med alger og grøde, som igen medfører sekundær organisk forurening. Oplysninger fra ca. 1 000 målestationer langs europæiske floder viser, at kun 10% af alle floder har en gennemsnitlig total koncentration af fosfor på under 50 µg P/l (EEA, 1998b).

De laveste fosforkoncentrationer findes i de nordiske lande, hvor der ved 91% af målestationerne blev målt årsgennemsnit på under 30 µg P/l, mens der ved 50% af stationerne blev målt gennemsnitsværdier på under 4 µg P/l (kort 9.7). Disse værdier er udtryk for næringsfattig jord og undergrund, lav befolkningstæthed og store nedbørsmængder. Høje koncentrationer af fosfor findes i et bælte, der strækker sig fra Sydengland over Centraleuropa til Rumænien (og Ukraine). Fordelingsmønstrene er stort set tilsvarende i de vest- og østeuropæiske lande. I de sydlige lande er koncentrationerne lavere end i de østlige lande, hvilket kan skyldes, at en forholdsvis stor del af den sydeuropæiske befolkning udleder spildevand direkte i havet.

I perioderne 1987-91 og 1992-96 skete der generelt et kraftigt fald i fosforkoncentrationerne i de europæiske floder (figur 9.7). De årlige gennemsnit samt maksimumværdierne for total fosfor og opløst fosfor følger samme mønster. Tendenserne i maksimumværdierne tyder imidlertid på, at der selv på steder, hvor der generelt er målt forbedringer, kan forekomme for store koncentrationer. I Vesteuropa og visse østeuropæiske lande er der i 1990'erne observeret væsentlige forbedringer. I de nordiske lande er koncentrationerne som oftest meget lave. Den generelle forbedring i Sydeuropa skyldes et fald i udledningen af fosfor, der især er sket ved en bedre rensning af spildevand (figur 9.17) og mindre brug af fosfor i ~~vaske- og~~ ~~rydningssmidler~~. Den reducerede forurening fra punktkilder skal følges op af en reduktion i landbrugets bidrag, hvis betydning nu er relativt større.

### **Nitrat**

Størstedelen af det samlede kvælstofindhold i flodvand udgøres af uorganisk opløst kvælstof, især nitrat og ammonium, hvor nitrat tegner sig for ca. 80% (EEA, 1995). Den gennemsnitlige nitratkoncentration i uforstyrrede floder er

**Figur 9.6 Ammonium i Europas floder, udtrykt som procentdel af de målestationer, hvor de respektive koncentrationer er målt**

	Vesteuropa		Nordiske lande		Sydeuropa		Østeuropa	
Antal målestationer pr. landegruppe	VE	NO	SY	ØS	VE	NO	SY	ØS
Periode								

procentdel af målestationer med maksimumværdier under 0,4 mg N-NH<sub>4</sub>/l

procentdel af målestationer med maksimumværdier over 3,1 mg N-NH<sub>4</sub>/l

**Kilde:** EEA-ETC/IW

## 195 Ferske vandområder

ca. 0,1 mg N/l (Meybeck, 1982). Til gengæld ligger koncentrationerne af kvælstof i forholdsvis uforurenede floder i Europa mellem 0,1-0,5 mg N/l som følge af en kraftig atmosfærisk deposition af kvælstof (EEA, 1995).

Ser man bort fra floderne i de nordiske lande, hvor der ved 70% af målestationerne blev målt koncentrationer på under 0,3 mg N/l, var den gennemsnitlige årlige koncentration af nitrat i perioden 1992-96 over 1 mg N/l ved 68% af målestationerne ved samtlige europæiske floder. Ved ca. 15% af stationerne blev der registreret maksimumkoncentrationer på over 7,5 mg N/l. De højeste koncentrationer blev fundet i den nordlige del af Vesteuropa som følge af det intensive landbrug. I Østeuropa forekommer der også høje koncentrationer, mens Sydeuropa generelt har lavere koncentrationer.

Nitratforureningen stammer hovedsagelig fra én diffus kilde: landbruget (figur 9.15). Udvaskningen fra landbruget er i høj grad nedbørsbetinget. På grund af klimaforhold varierer nitratkoncentrationerne fra år til år, og de observerede ændringer i 1990'erne er derfor ikke nødvendigvis et resultat af ændringer i de menneskelige aktiviteter.

I perioden mellem 1970 og 1985 steg nitratkoncentrationerne ved 25% - 50% af målestationerne med mellem 1% og 10% om året. Siden 1987-91 er antallet

### **Kort 9.7 Fosfor i Europas floder, 1994-96**

Gennemsnitlig årlig koncentration af fosfor i floder

1:30 000 000

Total fosfor i  $\mu\text{g P/l}$

Gennemsnit af årlige middelværdier

1994/96

Orthofosfat i  $\mu\text{g P/l}$

Gennemsnit af årlige middelværdier

1994/96

Gennemsnit af årlige middelværdier for 1994, 1995, 1996. Hvor der ikke foreligger data om total fosfor, er i stedet vist data for orthofosfat.

**Kilde:** EEA-ETC/IW

af stationer, hvor kvaliteten er bedret, blevet opvejet af forringelser ved andre målestationer.

De anvendte data tyder på, at de årlige maksimumkoncentrationer i de vesteuropæiske floder efter hurtige stigninger gennem to årtier nu er ved at stabilisere sig eller endog er faldende. Samtidig er der for alle europæiske, herunder de nordiske, floder en tendens til stigende minimumværdier (EEA, 1995), hvilket muligvis tyder på en forringelse af kvaliteten af vandet i disse floder, der tidligere var af middel kvalitet. Disse langsigtede tendenser er illustreret i figur 9.8.

Trods den generelle reduktion af den organiske forurening og den heraf følgende forbedring af iltforholdene er mange europæiske floder fortsat i dårlig stand. For store koncentrationer af næringsstoffer, især fosfor, er et potentielt problem i store og langsomt flydende floder. Selv for floder med en hurtig gennemstrømning kan høje koncentrationer af fosfor give problemer, fordi vandet transporteres til søer eller andre områder længere nede ad floden, der kan være mere følsomme over for eutrofiering. For at opnå en vandkvalitet, der nærmer sig naturlige forhold ( $< 25 \mu\text{g P/l}$ ), vil koncentrationen af fosfor ved ca. 25% af målestationerne skulle reduceres til omkring 10% af de nuværende koncentrationer. I et mindretal af floder er kvælstof en gene, fordi stoffet bevirker, at disse floders vand ikke kan bruges som drikkevand. I selve de ferske vandområder giver kvælstof som regel ikke de store eutrofieringsproblemer, men høje koncentrationer af kvælstof kan volde problemer, når de udledes i havet. Hvis kvaliteten af de ferske vande skal bevares, og det marine miljø beskyttes, er det derfor nødvendigt med en reduktion i udledningen af kvælstof (se kapitel 10, afsnit 10.2).

Data fra observationer gennem længere tid ved målestationer ved den nedre del af seks af Europas største floder (figur 9.9) bekræfter, at der generelt er sket et fald i koncentrationerne af total fosfor og organiske stoffer, mens der ingen klare tendenser er for nitrat.

## 9.6. Vandkvaliteten i naturlige og menneskeskabte søer

Hovedproblemerne for den økologiske kvalitet af de europæiske søer og reservoirer er forurening som følge af atmosfæriske depositioner (kapitel 4) og eutrofiering som følge af stigningen i koncentrationerne af næringsstoffer.

I mange år var det spildevand, der var skyld i stort set hele eutrofieringen af søerne i tætbefolkede områder, mens landbrugets bidrag til eutrofieringen var forsvindende lille. Situationen er imidlertid ved at ændre sig i takt med, at forureningen fra byspildevand reduceres. Derfor er man nu begyndt at fokusere mere på landbrugets bidrag (se også afsnittet nedenfor om fosfor fra landbruget).

Der er store forskelle på koncentrationen af næringsstoffer (i form af fosfor) i Europa (kort 9.9).

Næringsfattige søer finder man især i tyndt befolkede områder som Nordskandinavien eller bjergområder som Alperne, hvor mange søer ligger langt fra befolkede områder eller får tilført vand fra ikke-forurenede floder. I tæt

**Figur 9.7 Gennemsnitlig koncentration af opløst fosfor udtrykt som procentdel af de målestationer, hvor de respektive årsmiddelværdier er målt**

Vesteuropa	Nordiske lande			
Sydeuropa	Østeuropa			
Antal målestationer pr. landegruppe				
Periode	VE	NO	SY	ØS

procentdel af målestationer med et gennemsnit under 0,03 mg P/l

procentdel af målestationer med et gennemsnit over 0,13 mg P/l

**Note:** Data fra 25 lande.

**Kilde:** EEA-ETC/IW



## 197 Ferske vandområder

befolkede områder, primært i Vest- og Centraleuropa, påvirkes en stor procentdel af søerne af menneskelige aktiviteter og har derfor et forholdsvis stort indhold af fosfor.

Der er igennem de seneste årtier sket en generel forbedring af kvaliteten af søernes miljø (figur 9.10). Andelen af søer med stort fosforindhold er faldet, mens antallet af søer med en fosforkoncentration omkring det naturlige niveau (under 25 µg P/l) er steget.

Selv om kvaliteten af Europas søer synes at blive gradvis bedre, er vandkvaliteten i mange søer i store dele af Europa fortsat dårlig og langt dårligere end i naturlige søer eller søer, der er i god økologisk stand. En forbedring af den generelle situation kræver derfor en yderligere indsats, herunder tiltag, der kan beskytte søer af høj økologisk kvalitet mod dels fosfortilførsler fra land- og skovbrug, dels tilførsler som følge af dårlig forvaltning af landområderne.

### 9.7. Tendenser for udledningerne

De forurenende stoffer, der påvirker ferske vandområder - organiske stoffer, der forbruger vandets ilt, næringsstoffer, der forårsager eutrofiering, tungmetaller, pesticider og andre giftige stoffer - stammer fra en bred vifte af menneskelige aktiviteter. En væsentlig del af forureningen skyldes byspildevand, regnvandsoverløb, industri og landbrug. En stor del af udledningerne til overfladevand

#### **Kort 9.8 Nitrat i Europas floder, 1994-96**

Gennemsnitlig årlig koncentration af total nitrat i floder

1:30 000 000

Nitrat i mg N/l

Gennemsnit af årlige middelværdier

1994-1996

**Kilde:** EEA-ETC/IW

hidrører fra let identificerbare punktkilder som f.eks. rensningsanlæg eller industri. Den største diffuse kilde til forurening af grundvandet er landbruget. En del af forureningen af det akvatiske miljø skyldes atmosfæriske depositioner.

### 9.7.1. Fosfor

Størstedelen af fosforforureningen stammer fra punktkilder, der ofte tegner sig for over 50% af udledningen af fosfor (figur 9.11). Punktkilder inkluderer industrielle kilder og byspildevand. Menneskeligt affald har et højt indhold af fosfor og kvælstof, og mange af de vaskerengøringsmidler, der benyttes i husholdningerne, har et højt fosforindhold.

I mange dele af Europa er udledningen af fosfor faldende. Resultater fra målinger i store oplande til floder samt nationale opgørelser af udledninger viser, at der siden midten af 1980'erne er sket et fald i udledningen på typisk 30-60% (figur 9.13). Udledningen fra Danmarks og Nederlændenes industrisektorer er faldet med 70-90%. Ikke desto mindre er de menneskeskabte bidrag til fosforudledningen de fleste steder i Europa generelt langt større end bidraget fra naturlige kilder. For at bekæmpe eutrofiering skal fosforudledningen fra punktkilder og diffuse kilder reduceres yderligere.

#### Fosfor fra vaskerengøringsmidler

Vaskerengøringsmidler er en hovedkilde til den fosfor, der findes i spildevand fra husholdninger. For at reducere udledningen er indholdet af fosfor i vaskerengøringsmidler blevet formindsket, bl.a. ved brug af erstatningsstoffer. I Italien og Schweiz er det forbudt at bruge fosfor i vaskerengøringsmidler, mens der i andre lande som f.eks. Nederlandene, de skandinaviske lande og Tyskland er indgået frivillige aftaler om udfasning af fosforholdige vaskerengøringsmidler med producenterne af disse midler (EEA, 1997). F.eks. i det tidligere Vesttyskland er fosforindholdet i vaskerengøringsmidler siden 1975 blevet reduceret med 94%. Disse foranstaltninger har medført en væsentlig reduktion i udledningen af fosfor fra vaskerengøringsmidler til det akvatiske miljø.

#### Fosfor fra industrien

Enkelte store industrivirksomheder, især producenter af fosforholdig gødning, udleder ofte fosfor i mængder, der svarer til de mindre landes samlede udledninger. Udledningerne fra disse store virksomheder er dog blevet væsentligt reduceret som følge af bedre teknologi og spildevandsrensning (figur 9.13).

#### Fosfor fra landbruget

I mange lande er landbruget en væsentlig kilde til fosforforurening. Selvom forbruget af fosfatgødning i EU siden 1972 er reduceret med 42%, vokser fosforpuljen i jorden fortsat. Den overskydende fosfor fra landbruget (forskellen mellem tilførsel og afgivelse) i EU skønnes at ligge på ca. 13 kg P/ha/år (Sibbesen & Runge-Metzger, 1995). De største fosforoverskud finder man i Nederlandene, Belgien, Luxembourg, Tyskland og Danmark. Fosforoverskuddet øger risikoen for, at der bliver overført fosfor fra landbrugsjord til det akvatiske miljø. Fosforudledningen fra gårdene og udvaskning fra spredning af husdyrgødning lige før eller under regnvejr er også en væsentlig kilde til

**Figur 9.8 Middelverdier for nitrat udtrykt som procentdel af de målestationer, hvor de respektive nitratkoncentrationer er målt**

Vesteuropa	Nordiske lande
Sydeuropa	Østeuropa

Antal målestationer pr. landegruppe				
Periode	VE	NO	SY	ØS

procentdel af målestationer med et gennemsnit under 0,3 mg N-NO<sub>3</sub>/l

procentdel af målestationer med et gennemsnit over 2,5 mg N-NO<sub>3</sub>/l

**Note:** Data for 30 lande

**Kilde:** EEA-ETC/IW



fosforforurening. I visse regioner kan erosion endvidere bidrage væsentligt til forureningen.

### 9.7.2. Kvælstof

Kvælstofforurening hidrører oftest fra diffuse kilder, særlig landbrug (figur 9.14). Nitrat er meget mobil i jorden og udvaskes let til grundvand eller overfladevand.

En væsentlig årsag til eutrofiering i havvand er nitratudvaskning fra landbrugsjord (se afsnit 10. 2). Med den stigende intensivning af landbruget er det samlede brug af kvælstof i kunstgødning og husdyrgødning også vokset (se figur 8.6). En stor del af det anvendte kvælstof forsvinder ikke ved høsten sammen med de høstede afgrøder. En del af dette kvælstof slipper ud i atmosfæren som ufarligt  $N_2$ , men en del udvaskes også, mest som nitrat, til grundvand eller overfladevand og kan skabe problemer i det akvatiske miljø

Kvælstofbalancen forstået som forskellen mellem de samlede tilførsler (kunstgødning, husdyrgødning, atmosfærisk deposition, kvælstoffiksering) og de samlede afgivelser (høstede afgrøder) er afgørende for, om der vil blive udvasket kvælstof.

#### **Figur 9.9 Organiske stoffer, nitrat og total fosfor i store europæiske floder**

(udgangspunkt = 0,0)

Vistula (Kiezmak)	Oder (Krajnik Dolny)
Rhinen (Kleve/Bimmen)	Donau (Reni)
Po (Pontelagoscuro)	Duero (Ponte Pino)
PTOT - $NO_3N$ - BOD	

**Kilde:** EEA-ETC/IW og Phares "Topic Link"



## 200 Europas miljø

Undersøgelser af kvælstofbalancen i landbrugsjord i EU har vist, at overskuddet (forskellen mellem tilførsler og afgivelser) varierer fra over 200 kg N/ha/år i Nederlandene til under 10 kg N/ha/år i Portugal (figur 9.15). Øgede tilførsler vil som regel også øge overskuddet og eventuelt udvaskningen. Mange andre faktorer, herunder jordens beskaffenhed, klima og driftsformer (type afgrøde, mængde og håndtering af husdyrgødning, braklægning osv.), har også betydning for kvælstofudvaskningen.

Mange steder bidrager punktkilder endvidere væsentligt til kvælstofforureningen. Øget brug af moderne teknikker til rensning af spildevand (figur 9.17) kan reducere indholdet af kvælstof i spildevand, såfremt rensenanlæggene har faciliteter til dette formål. Resultatet er, at landbruget i endnu højere grad bliver hovedkilde til kvælstofforurening. Skal denne forurening reduceres, kræver det en væsentlig reduktion af bidraget fra landbrug.

### ***Rensning af spildevand fra husholdningerne***

De traditionelle rensenanlæg var primært bygget til at reducere spildevandets indhold af organiske stoffer. Indholdet af næringsstoffer blev stort set ikke påvirket. Ved de moderne metoder til rensning af spildevand fjernes en meget større del af

### **Kort 9.9 Koncentrationer af fosfor i Europas søer og reservoirer**

Koncentration af fosfor i søer og reservoirer

1:30 000 000

Koncentration i µg/l

Letland

antal søer og reservoirer, hvor fosforkoncentrationen er blevet målt

**Note:** Antal søer pr. land: A(26), BG(4), CH(22), D(~300), DK(28), EST(156), E(96), FIN(70), F(27), H(4), IRL(18), I(7), LVA(10), MK(3), NL(112), N(401), PL(290), P(18), R(33), SK(2992), SI(4), UK(66).

**Kilde:** EEA-ETC/IW

## 201 Ferske vandområder

næringsstofferne. Den procentvise andel af befolkningen, der i dag får rensset deres spildevand, svinger fra ca. 50% i Syd- og Østeuropa til ca. 80% i Nord- og Vesteuropa (figur 9.16).

I de seneste 10-15 år er rensningen af spildevand fra de europæiske husholdninger, især i Sydeuropa, blevet væsentligt forbedret. En større andel af befolkningen er blevet tilsluttet rensesanlæg, og rensningsniveauet er blevet ændret. I Øst- og Sydeuropa er der sket et markant skift fra primær (mekanisk) til sekundær (biologisk) rensning. I Vest- og Nordeuropa er man i de seneste ca. 10 år gået mere og mere over til tertiær rensning, som regel med det formål at fjerne fosforen i spildevandet.

### 9.7.3. Tungmetaller og andre giftige stoffer

Det har i mange år været erkendt, at forurening med tungmetaller og andre giftige stoffer var et problem (se kapitel 6).

I de nordiske lande og i Vesteuropa er der gennemført foranstaltninger, der væsentligt har reduceret udledningen af tungmetaller til ferske og marine vandområder (figur 9.17).

Pesticider, som udledes til det akvatiske miljø, kan påvirke vandets dyre- og plantelivbiologiske sammensætning og gøre det mindre egnet som drikkevand.

Der er stor forskel på, hvor store mængder pesticider man i de forskellige europæiske lande bruger pr. hektar landbrugsjord. I perioden 1985-91 var forbruget mindst i de nordiske lande, højest i den sydlige og vestlige del af Europa og på mellemniveau i den østlige del af Europa (EEA, 1995). Nederlandene havde langt det største forbrug. Valget af pesticid afhænger dels af klimaet, dels af hvilke afgrøder der dyrkes. I nord- og centraleuropæiske lande er forbruget af ukrudtsmidler størst (målt som mængden af aktive ingredienser), mens forbruget i de syd- og vesteuropæiske lande især består af insekt- og svampebekæmpelsesmidler.

I de seneste 10 år har salget af pesticider generelt været faldende (figur 9.18). Der er i denne periode blevet udviklet nye og mere effektive pesticider, som har den samme biologiske effekt med langt mindre doser. Det registrerede fald i salget af pesticider er derfor ikke nødvendigvis tegn på, at beskyttelsen af afgrøderne er blevet mindre effektiv. Omvendt kan man sige, at virkningerne på miljøet formentlig ikke er reduceret så meget, som faldet i salgstallene lader formode. Nogle af de nyeste stoffer

### Figur 9.10 Ændringer gennem tiden i koncentrationen af fosfor i udvalgte europæiske søer

Koncentration af fosfor  
( $\mu\text{g P/l}$ )

**Noter:** For at undgå, at danske og finske søer indgår med en uforholdsmæssig stor vægt, er de danske og finske tal blevet vægtet med faktorerne 0,25 og 0,1. Antal søer pr. land: A(3), CH(2), CZ(1), D(4), DK(20), FIN(70), F(1), H(3), IRL(3), LTU(1), LVA(2), NL(2), N(3), PL(1), S(9), SL(1).

**Kilde:** EEA - ETC/IW

**Figur 9.11 Fosforudledninger fordelt på kilder**

Sverige (ferske vande) 1986-90

Danmark (ferske vande) 1995

Tyskland, 1989-1992

Po-floden, Italien, 1989

Norsk opland til Nordsøen, 1990

Østrigsk del af Donaus opland, 1994

Tysk del af Rhinens opland, 1985

punktkilder - landbrug - atmosfæren - naturen

**Note:** Atmosfæriske depositioner er kun medregnet for nogle oplandes vedkommende. De nederste søjler har den største andel af forurening fra punktkilder.

**Kilde:** Data samlet af EEA-ETC/IW fra miljøtilstandsrapporter: Windolf, 1996; Sveriges Miljøstyrelse, 1994; Umweltbundesamt, 1994; BMLF, 1996; Ibrek med flere, 1991; Italiens Miljøministerium, 1992.

har imidlertid en mere selektiv virkning og påvirker derfor generelt miljøet mindre.

I mange lande er man gået mere og mere over til at anvende mikrobiologiske organismer som f.eks. bakterier, svampe eller vira i stedet for kemiske stoffer til bekæmpelse af skadedyr, især i drivhuse. Disse metoder er dog endnu ikke særlig udbredte (f.eks. i Danmark består mindre end 1% af det samlede salg af plantebeskyttelsesmidler af mikrobiologiske midler). Brugen af mikrobiologiske organismer forventes imidlertid at vokse.

En yderligere satsning på økologisk landbrug, hvor man undgår at bruge syntetiske kemiske stoffer som bekæmpelsesmidler, forventes at bidrage til at mindske udledningen af pesticider i miljøet.

### 9.8. Politik og foranstaltninger til beskyttelse og forvaltning af Europas vandressourcer

Igennem de seneste 25 år er der blevet udviklet en række brede politiske initiativer og foranstaltninger til beskyttelse og forvaltning af vandressourcerne i Europa. Bl.a. kan nævnes EU's femte miljøhandlingsprogram, handlingsplanen for Donau, handlingsplanen for Rhinen og konventionen om beskyttelse og brug af grænseoverskridende vandløb og internationale søer.

I tabel 9.3 er vist en oversigt over hovedmålene for disse programmer. Tabellen viser også, hvorvidt de eventuelt fastsatte mål er blevet opfyldt, og hvilke fremskridt der er sket siden *Dobris*-rapporten. En række internationale aftaler, handlingsplaner og konventioner vedrørende Østersøen, Nordsøen, Sortehavet og Middelhavet (se kapitel 10) har stor betydning for forvaltningen af de floder, der munder ud i disse havområder.

Som tilfældet er med de øvrige områder, der er behandlet i denne rapport, er også ferskvandspolitikken succes afhængig af en effektiv gennemførelse. Hvis forslaget til rammedirektiv på vandområdet (se nedenfor) bliver gennemført konsekvent i hele EU, skulle det kunne medføre såvel væsentlige forbedringer i vandkvaliteten som en bæredygtig forvaltning af vandressourcerne. I resten af dette afsnit vil en række specifikke initiativer i EU, CØE og NIS blive behandlet.

#### Figur 9.12 Ændringer i udledningerne af fosfor siden midten af 1980'erne

Rhin-oplandet (1985-1993)  
Nederlandene - samlede udledninger (1985-1993)  
Nederlandene - samlede udledninger fra industrien (1985-1994)  
Danmark - udledninger fra industrien via vandløb (1984-1995)  
Danmark - samlede udledninger til vandløb (1984-1995)  
Norge - samlet udledning til Skagerrak (1985-1993)  
UK - samlede udledninger til havet (1985-1995)

**Kilder:** RIVM, 1995; Miljøstyrelsen, 1996; Windolf, 1996; SFT, 1996;  
UK-data leveret af WRc.

#### Figur 9.13 Fosforudledninger fra visse store virksomheder

tons  
Kemira  
Bayer  
Norsk Hydro  
Danmark

**Note:** De samlede udledninger fra Danmark er medtaget som sammenligningsgrundlag

**Kilder:** Virksomhedernes hjemmesider; Windolf, 1996.

### Figur 9.14 Kvælstofudledninger fordelt på kilder

Den svenske del af den Botniske Bugts afvandingsområde, 1982-1989

Götaelven, Sverige, 1982-87

Norsk opland til Nordsøen, 1990

Sverige (ferske vande) 1986-90

Østrigsk del af Donaus opland, 1994

Tyskland, 1989-1991

Po-floden, Italien, 1989

Nederlandsk del af Rhinens opland, 1989

Nederlandsk del af Meuse-flodens opland, 1989

Danmark (ferske vande), 1995

punktkilder - landbrug - luften - naturen

**Note:** Atmosfærisk deposition er kun angivet for visse oplande. Hvad angår de nederlandske floder er naturlige udledninger inkluderet i landbrugets udledninger. De nederste søjler har den største andel af forureningen fra landbruget.

**Kilder:** Windolf, 1996; Sveriges Miljøstyrelse, 1994; Umweltbundesamt, 1994; BMLF, 1996; Ibrek m.fl., 1991; Italiens Miljøministerium, 1992; RIVM, 1992; Löfgren & Olsson, 1990.

**EU-politikker**

*a) Vandforbrug*

Kun få EU-politikker vedrører specifikt forbruget af vand. Dog forventes *EF-ordningen for tildeling af et miljømærke* (forordning nr. 880/92), som bl.a. tager sigte på at minimere forbruget af naturlige ressourcer, samt handlingsprogrammet for integreret beskyttelse og forvaltning af grundvand at bidrage til en bedre balance mellem udbud af og efterspørgsel efter grundvand.

Et af målene for det foreslåede rammedirektiv om vand (KOM(97) 49 endelig udg.) er at sikre, at prisen på vand i højere grad afspejler omkostningerne, inklusive de miljømæssige og ressourcerelaterede omkostninger samt omkostningerne ved de nødvendige serviceydelser.

*b) Vandkvalitet*

*Drikkevandsdirektivet* (80/778/EØF) fastsætter de i afsnit 9.4 beskrevne normer. Strategien til forbedring af vandkvaliteten fokuserer ikke alene på kontrol med udledninger fra husholdninger, landbrug og industri, men også på beskyttelse af vand til bestemte formål. Hovedkilderne til vandforurening er mål for følgende specifikke politikker og forslag (fra perioden 1992-95):

- *Direktivet om rensning af byspildevand* (91/271/EØF), som fastsætter mindstestandarder for opsamling, rensning og udledning af byspildevand (fra husholdninger og industri). Kravene i direktivet skal opfyldes gradvis i perioden 1998-2005.
- *Nitratdirektivet* (91/676/EØF), som har til formål at reducere eller forebygge forureningen af vand som følge af opbevaring og brug af uorganisk gødning og husdyrgødning på landbrugsjord. Medlemsstaterne skal udpege zoner, der er sårbare over for nitratforurening, og inden 1995 udarbejde og iværksætte handlingsprogrammer til beskyttelse af disse zoner. Europa-Kommissionen har for nylig offentliggjort en rapport, hvoraf medlemsstaternes manglende fremskridt i gennemførelsen af direktivet tydeligt fremgår.
- Forslaget til EU's *handlingsprogram for integreret beskyttelse og forvaltning af grundvand* (KOM(96) 315 endelig udg.) - vedtaget af Kommissionen i august 1996 - samt forslaget til *rammedirektiv om vand* (KOM(97) 49 endelig udg.) - offentliggjort i februar 1997 - tager sigte på at beskytte grundvand, ferske vandområder,

**Figur 9.15 Kvælstofbalancen i det øverste jordlag på landbrugsarealer i EU, 1993**



**Note:** Tilførsel inkluderer kunstgødning og husdyrgødning. Afgivelse omfatter høst. De øverste lande i diagrammet har det største årlige overskud pr. hektar

**Kilde:** Eurostat, 1997

**Figur 9.16 Rensning af spildevand i forskellige dele af Europa mellem 1980/85 og 1990/95**

procentdel af befolkningen

Nord - Vest - Øst - Syd

tertiær  
sekundær  
primær

**Note:** Kun lande, for hvilke der foreligger data for begge perioder;  
antallet af analyserede lande i parentes.

**Kilde:** EEA-ETC/IW

flodmundinger og kystvande og danner ramme for hele vandpolitikken. Ifølge forslaget til rammedirektiv om vand skal medlemsstaterne udarbejde et program med tiltag, der kan sikre en god overflade- og grundvandsstatus inden udgangen af 2010.

- De seneste reformer af den fælles landbrugspolitik forventes at påvirke brugen af gødning og dermed også vandkvaliteten. Det er dog ikke sikkert, at der generelt vil ske tilsvarende fald i tabet af næringsstoffer, og der kan endog blive tale om stigninger i f.eks. nitratudvaskningen fra udyrkede og mere intensivt dyrkede jorde.
- Ordningen for tildeling af et miljømærke (se ovenfor) forventes at føre til reduceret brug af fosfater i vaskerengøringsmidler.

### **CØE-landene og NIS**

Miljøhandlingsplanen for Central- og Østeuropa (1993) pegede på de vigtigste problemer og fastlagde for de følgende 10 år en prioritering, der tog hensyn til de begrænsede ressourcer, der var til rådighed. En af de væsentligste kilder til bekymring var de sundhedsskader, som den dårlige vandkvalitet medførte, herunder skaderne som følge af vandets indhold af nitrater. Sidstnævnte problem skyldtes uhensigtsmæssig placering af græsningsarealer, dårligt vedligeholdte landbrugsbedrifter, uhensigtsmæssig gødskning samt anvendelsen af septiktanke i landdistrikter.

De ændringer på landbrugsområdet, som er behandlet i afsnit 8.3, har medført et væsentligt fald i brugen af landbrugskemikalier. Mellem 1989 og 1992 faldt brugen af gødning i Polen med næsten 70%. I Rumænien er tilførslen af næringsstoffer siden 1989 faldet med mere end 50%.

#### **Figur 9.17 Ændringer i udledningen af tungmetaller fra forskellige kilder mellem ca. 1980 og ca. 1990**

sum af flere metaller  
 kviksølv  
 cadmium  
 KEMIRA (1990-1996)  
 SOLVAY (1988-1994)  
 CIBA (1988-1992)  
 Nederlandene - industri (1985-1994)  
 Norge - industri (1985-1993)  
 UK (1985-1995)  
 Norge (1985-1993)  
 Sverige (1978-1990)  
 Nederlandene (1985-1993)  
 Rhinens opland (1985-1992)

**Kilder:** Industrivirksomhedernes hjemmesider på Internettet;  
 IKSR, 1994; RIVM, 1995;  
 Sveriges Miljøstyrelse, 1993; SFT,  
 1996; DoE, 1997.

#### **Figur 9.18 Samlet salg af pesticider i EU, 1985-95**

indeks 1991 = 0,0

**Note:** Indeks baseret på pesticidets indhold af aktive stoffer. EU-landene bortset fra Belgien og Luxembourg

**Kilde:** ECPA, 1996



**Tabel 9.3 Status over den kvantitative og kvalitative indsats på vandområdet, 1992-97**

**Målsætninger**

**Resultater**

**a) EU's femte miljøhandlingsprogram**

*Kvantitative aspekter*

• Grundvand og fersk overfladevand - integrering af kriterier for ressourcebesparelser og bæredygtig udnyttelse af ressourcer i andre politikker, herunder politikker vedrørende landbrug, arealanvendelse og industri.

*Kvalitative aspekter*

- Fersk overfladevand - bedre økologisk kvalitet og beskyttelse af den nuværende høje kvalitet.
- Undersøge behovet for et direktiv om reduktion af fosfatudledningen.
- Udarbejdelse af specifikke udledningsnormer for at fremme udviklingen af processer og standarder, der kan forhindre negative virkninger på vand (under anvendelse af BTT og målstandarder).
- Forslag om gradvis begrænsning og erstatning af skadelige pesticider.

- Kommissionen har vedtaget et forslag til handlingsprogram for integreret beskyttelse og forvaltning af grundvand. Handlingsprogrammet berører såvel de kvalitative som de kvantitative aspekter af vandforvaltning. Et af hovedtemaerne i programmet er integrering af hensynet til beskyttelse af grundvand i andre politikker, især den fælles landbrugspolitik og regionalpolitikken.
- Forslag til vanddirektiv (KOM (97) 49 endelig udg.) om beskyttelse af ferskvand, flodmundinger, kystvande og grundvand.

- Forslag om vandområdets økologiske kvalitet (KOM(93)680) er indarbejdet i rammedirektivet om vand.
- Revision af badevandsdirektivet.
- Ingen nye direktiver; indsatsen for at reducere fosforindholdet i byspildevand anses for tilstrækkelig.
- Direktiv om integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening (IPPC) (96/61/EØF) er vedtaget. Kommissionen overvejer, hvorledes den bedst kan revidere direktivet om farlige stoffer med henblik på at kontrollere udledningen fra ikke-IPPC-anlæg.

**b) Internationale aftaler**

**Handlingsplan for Donau**

Inden 1997:

- udarbejdelse af nationale handlingsplaner for gennemførelse af handlingsplanen for Donau
- vedtagelse af grænser for udslip fra gødningsfabrikker, nye industrivirksomheder og husdyrbrug
- fastsættelse af nationale reduktionsmål for udledning til højt prioriterede floder
- evaluering af udledning af næringsstoffer fra Donau til Sortehavet

- Indtil dato foreligger kun ét udkast til national handlingsplan.
- Ingen integrerede forvaltningsplaner er blevet færdigudarbejdet.
- Evaluering af udledningerne af næringsstoffer er ikke gennemført.

Inden 2005:

- regler om opbevaring, håndtering og anvendelse af gødning
- miljøvenlig reform af landbrugspolitikken
- fremme af den mest miljøvenlige praksis under brug af gødning og pesticider
- gennemførelse af pilot- og demonstrationsprojekter om håndtering, opbevaring og bortskaffelse af gødning
- forbud mod fosfatholdige vaskerengøringsmidler
- investering i prioriterede renseanlæg til spildevand

### Handlingsplan for Rhinen

---

- 50% reduktion af total fosfor og kvælstof samt andre prioriterede forurenende stoffer inden 1995.
- Inden 2000: tilslutning af 90% af alle bebyggelser til kloaknettet og biologisk rensning af spildevand.
- Inden 2000: genoprettelse af bestande af højere dyrearter, som tidligere levede i Rhinen, som f.eks. laks - det såkaldte "Laks 2000"-projekt.
- 50% reduktion for fosfor opnået 3 år før tiden.
- Inden 2000 forventes kun en 20-30% reduktion for kvælstof.
- Store vanskeligheder med at forhindre diffuse tilførsler, især af kvælstof, således at reduktionsmålet på 50% ikke er nået.
- For halvdelen af stofferne var udledningerne fra punktkilder i 1992 reduceret med 80-100%.
- Omkostninger anslås til > 25 mia. DM, hvilket vil reducere udledninger til Nordsøen.
- Der gøres fremskridt, men meget mangler endnu at blive gjort.

## Målsætninger

## Resultater

---

### Handlingsprogrammer for Elben

---

- Målet for det første handlingsprogram (1992-1995) var en væsentlig reduktion af udledninger fra Elbens opland til Nordsøen for at opnå et næsten naturligt akvatisk økosystem og gøre floden egnet til fiskeri, badning osv.
- Et langsigtet handlingsprogram for perioden fra 1996 tager sigte på en yderligere reduktion af forureningen i Elben.

- Markante forbedringer i kvaliteten af Elbens vand og reducerede udledninger til Nordsøen.

### Konvention om beskyttelse og brug af grænseoverskridende vandløb og internationale søer

---

- At forebygge, kontrollere og reducere vandforurening, der har eller sandsynligvis vil få grænseoverskridende virkninger.
- At sikre, at grænseoverskridende vandområder anvendes på en økologisk forsvarlig og rationel måde, der kan bevare vandressourcerne og beskytte miljøet.
- At sikre, at grænseoverskridende vandområder anvendes på en fornuftig og retfærdig måde under særlig hensyntagen til områdernes grænseoverskridende karakter, såfremt der er tale om aktiviteter, der har eller sandsynligvis vil få grænseoverskridende virkninger.
- At sikre bevaringen og om nødvendigt restaureringen af økosystemer.

- De nødvendige foranstaltninger til forebyggelse, kontrol og reduktion af vandforurening er truffet.
- Underskrevet af 15 vesteuropæiske lande (undtagen Island, Irland og Liechtenstein) og 10 CØE-lande. Endvidere har Kroatien og Moldova ratificeret, men endnu ikke underskrevet konventionen.
- Konventionen trådte i kraft den 6. oktober 1996.
- Der foreligger ingen oplysninger om de opnåede fremskridt

### Strategisk handlingsplan for rehabilitering og beskyttelse af Sortehavet (oktober 1996)

---

- Reduktion af næringsstofudledninger til floder (især Donau), indtil vandkvalitetsmålene for Sortehavet er opfyldt.
- Inden 2006: reduktion af forurening fra punktkilder; inden 2001: fremlæggelse af første statusrapport.
- Alle Sortehavslande skal udarbejde nationale strategier for reduktion af udledninger fra punktkilder.
- Inden 2006: væsentlig reduktion af tilførsel af utilstrækkeligt rensset spildevand fra store byområder.

- Kendes ikke. Forslag om strategi for hele bassinet ("links" til handlingsplanen for Donau).
- Udarbejdelse af liste over "hot spots"

- Fremskridtene kendes ikke.

- Det vides ikke, hvor langt man er kommet med de nationale undersøgelser.

### Helsinki-konventionen - Østersøen;

## **fælles miljøhandlingsprogram (1993-2012)**

---

- Identificering af vigtigste punktkilder til forurening ("hot spots").
- Forebyggende og udbedrende foranstaltninger ved "hot spots".

- I første omgang er 132 "hot spots" identificeret, hvoraf 47 har fået høj prioritet; 66% i lande med overgangsøkonomi.
- Fremskridtene er ujævnt fordelt. Gode fremskridt i Skandinavien, Finland og Tyskland og stærk støtte i De Baltiske Lande og Polen.
- Foranstaltninger ved "hot spots" forventes at reducere udledningerne med ca. 40% for fosfor og 30% for kvælstof i perioden 1991-2000.

## **Helsinki-konventionen, ministererklæring fra 1988**

---

- 50% reduktion af samlet udledning af næringsstoffer, tungmetaller samt giftige, persistente og bioakkumulerende organiske forbindelser til Østersøen inden 1995.

- Selvom nogle lande har nået målet, vil den generelle 50% reduktion først blive opnået i 2020.
- I nogle lande er den tilstræbte reduktion af udledninger af næringsstoffer opnået, især ved begrænsning af brugen af gødning og formindsket landbrugsproduktion som følge af strukturændringer og økonomiske vanskeligheder. Et økonomisk opsving vil muligvis føre til en ny stigning i udledningerne fra landbruget.

## **Oslo- og Paris-Kommissionen (OSPAR) - Ministerkonferencer om Nordsøen. Haag-konferencen 1990**

---

- Reduceret tilførsel af de farligste stoffer (dioxiner, cadmium, kviksølv og bly) med 70% inden 1995.

- Inden 1995: ministerkonferencen i Esbjerg, væsentlige fremskridt med hensyn til de farligste stoffer.
-

## Målsætninger

- 50% reduktion af tilførslen af 66 prioriterede stoffer inden 1995.
- Udfasning af brugen af visse grupper pesticider.
- Inden 1995: Ca. 50% reduktion af tilførslen af kvælstof og fosfor til områder, hvor der kan forventes forurening.

## Resultater

- Mange medlemsstater forventer at nå målet i 1995.
- Inden 1995 var det godtgjort, at 3 af de 16 identificerede grupper af pesticider var blevet udfaset i medlemsstaterne.
- De fleste lande forventes at opnå en 50% reduktion af fosfortilførsler og 20-30% reduktion af kvælstoftilførsler inden 1995.
- Det generelle reduktionsmål for N-tilførslerne er ikke nået, især fordi tabene fra landbruget har været vanskeligere at påvirke end forventet, og fordi de trufne foranstaltninger har været utilstrækkelige eller dårligt implementeret.

## Handlingsplan for Middelhavet

- At træffe alle hensigtsmæssige foranstaltninger til at forebygge, mindske og bekæmpe forureningen af Middelhavsområdet.
- Ingen tilgængelige oplysninger om fremskridt, eller vanskeligheder med at vurdere oplysningerne.

## Det arktiske overvågnings- og vurderingsprogram

- At reducere og til sidst eliminere luftbåren PCB'er, DDT og chlorerede kulbrinter.
- I 1997 blev der offentliggjort en statusrapport om det arktiske miljø.
- Det er for tidligt at vurdere fremskridtene.

## Referencer

BMLF (1996). *Gewässerschutzbericht 1996*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Budyko, M.I. og Zubenok, L.I. (1961). The determination of evaporation from the land surface. *Izv. Akad. Nauk SSSR. I Ser. Geogr.*, nr. 6, s. 3-17.

DoE (1997). *The Environment in your Pocket 1997*. Department of the Environment, Transport and the Regions, London.

ECPA (1996). *European Crop Protection: Trends in Volumes Sold, 1985-95*. Rapport fra the European Crop Protection Association til Det Europæiske Miljøagentur. ECPA, Bruxelles.

EEA (1995). *Europa's miljø, Dobris-rapporten*. Red.: D. Stanners & P. Bourdeau. Det Europæiske Miljøagentur, København.

EEA (1997). *Environmental Agreements - Environmental Effectiveness*. Environmental Issues series No 3, bind 1. 93 sider, ISBN 92-9167-052-9.

EEA (1998a). *Groundwater Quality and Quantity*. Skal offentliggøres i EEA's monografiserie. Det Europæiske Miljøagentur, København.

EEA (1998b). *Effects of Excessive Anthropogenic Nutrients in European Ecosystems*. Skal offentliggøres i EEA's monografiserie. Det Europæiske Miljøagentur, København.

EEA-ETC/IW (1996). *Surface Water Quantity Monitoring in Europe*. EEA Topic Report No 3/1996, 72 sider, EEA, København, ISBN 92-9167-002-2.

EEA-ETC/IW (1998). *Sustainable Water Use in Europe: Part 1: Sectoral Use of Water*. Skal offentliggøres i EEA's "Topic Report"-serie. Det Europæiske Miljøagentur, København.

Eurostat (1997). *Meetings of the Sub-group on Nitrogen Balances of the Working Group "Statistics on the Environment"*. Luxembourg, 13.-14. februar 1997.

GEUS (1997). *Grundvandsobservåning 1997*. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, Miljø- og Energiministeriet, 101 sider. København.

Gleick, P.H. (1993). An introduction to global freshwater issues. I *Water in Crisis - A Guide to the World's Fresh Water Resources*. Red.: P. H. Gleick, 1993. Pacific Institute for Studies in Development, Environment and Security, Stockholms Miljøinstitut.

Gustard, A. (red.) (1993). Flow Regimes from International Experimental and Network Data (FRIEND). I *Hydrological Studies*, bind 1. Institute of Hydrology, Wallingford, Det Forenede Kongerige.

Gustard, A., Rees, H.G., Croker, K.M., og Dixon, J.M. (1997). Using regional hydrol

## 208 Europas miljø

ogy for assessing European water resources. I *FRIEND 97: Regional Hydrology \_ Concepts and Models for Sustainable Water Resource Management*. IAHS proceedings of the 3rd International FRIEND Conference, Postojna, Slovenien.

Hulme, M., Conway, D., Jones, P.D., Jiang, T., Barrow, E. og Turney, C. (1995). Construction of a 1961-90 European climatology for climate change modelling and impact implications. I *Int. Jnl. Clim.*, bind 15, s. 1333-1363.

Ibrekk, H.O., Molvær, J. & Faafeng, B. (1991). Nutrient loading to Norwegian coastal waters and its contribution to the pollution of the North Sea. I *Wat. Sci. Tech.*, bind 24, s. 239-249.

IKSR (1994). Aktionsprogramm Rhein - *Bestandsaufnahme der punktuellen Einleitungen prioritärer Stoffe 1992*. Internationale Kommission zum Schutze des Rheins, Koblenz.

ICWS (1996). *Long-range study on water supply and demand in Europe - Integrated Report*. International Centre of Water Studies, Amsterdam, Nederlandene. Rapport 96.05 til E-K's "Forward Studies Unit".

Isenbeck-Scröter, M., Bedbur, E., Kofod, M., König, B., Schramm, T. og Mattheß (1997). *Occurrence of pesticide residues in water: assessment of the current situation in selected EU countries*. Berichte aus dem Fachbereich Geowissenschaften der Universität Bremen, nr. 91.

Italiens Miljøministerium (1992). *Report on the state of the Environment*. Rom.

Kundzewicz, Z.W. (1997). Water resources for sustainable development. I: *Hydrological Sciences - Journal - des Sciences Hydrologiques*, bind 42(4), s. 467-497.

Löfgren, S. og Olsson, H. (1990). *Tillförsel av kväve och fosfor till vattendrag i Sveriges inland*. Rapport nr. 3692 fra Naturvårdsverket, Stockholm.

Meybeck, M. (1982). Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. I *American Journal of Science*, bind 282, ss. 402-450.

Miljøstyrelsen (1996). *Punktkilder 1995*. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 16/1996. Miljøstyrelsen, København.

Morris, D.G. og Kronvang, B. (1994). *Report of a study into the state of river and catchment boundary mapping in the EC and the feasibility of producing an EC-wide river and catchment boundary database*. Rapport til EEA-TF, januar 1994.

OECD (1997). *OECD Environmental Data Compendium 1997*. OECD, Paris.

Pedersen, S.E. (1996). Pesticidundersøgelser i fynske vandløb 1994-1995. *Tidsskrift for Landøkonomi*, bind 183, s.122-128.

Rees, H.G., Croker, K.M., Reynard, N.S. og Gustard, A. (1997). Estimating the renewable water resource. I *Estimation of renewable water resources in the European Union*. Red.: H.G: Rees, og G.A. Cole, 1997. Institute of Hydrology, Wallingford, Det Forenede Kongerige. Endelig rapport til Eurostat (SUP-COM95, 95/5-441931EN).

RIVM (1992). *National Environmental Outlook 1, 1990-2010*. Det Nationale Institut for Folkesundhed og Miljøbeskyttelse, Bilthoven, Nederlandene.

RIVM (1995). *Milieubalans 95*. Det Nationale Institut for Folkesundhed og Miljøbeskyttelse, Bilthoven, Nederlandene.

SFT (1996). *Pollution in Norway*. Norges Forureningskontrolmyndighed, Oslo.

Shiklomanov, I.A. (1991). The World's Water Resources. I *International Symposium to commemorate the 25 years of IHD/IHP*. UNESCO, Paris, 1991, s. 93-126.

Sibbesen, E. og Runge-Metzger (1995). Phosphorus balance in European agriculture - Status and policy options. I *SCOPE*, bind 54, s. 43-60.

Sveriges Miljøstyrelse (1993). *Metals and the environment*. Sveriges Miljøstyrelse, Stockholm.

Sveriges Miljøstyrelse (1994). *Eutrophication of soil, fresh water and the sea*. Sveriges Miljøstyrelse, Stockholm.

WMO (1987). *Hydrological Referral Service INFOHYDRO Manual*. WMO Operational Report No.28, WMO-No.683.

Windolf., J. (red.) (1996). *Ferske vandområder - Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1995*. Danmarks Miljøundersøgelser. 228 sider. Faglig rapport fra DMU nr. 177, København.

Umweltbundesamt (1994). *Daten zur Umwelt 1992/93*. Erich Schmidt Verlag, Berlin.



## 10. Hav- og kystmiljø

[In margin: Hovedkonklusioner]

De mest truede have er Nordsøen (overfiskning, høje koncentrationer af næringsstoffer og forurenende stoffer), de iberiske have (dvs. den østatlantiske sokkel, inkl. Biscayabugten: overfiskning, tungmetaller), Middelhavet (lokalt høje koncentrationer af næringsstoffer, høj miljøbelastning af kystområderne, overfiskning), Sortehavet (overfiskning, hastig stigning i koncentrationerne af næringsstoffer) og Østersøen (høje koncentrationer af næringsstoffer, forurenende stoffer, overfiskning).

Eutrofiering, hovedsagelig som følge af næringsstofoverskud i landbruget, giver anledning til alvorlig bekymring for tilstanden i dele af mange af de europæiske have. Koncentrationerne af næringsstoffer ligger generelt på samme niveau som i begyndelsen af 1990'erne. Der synes at være en sammenhæng mellem stigninger i udledningen af kvælstof og de heraf følgende koncentrationer i havvandet ved en del af Europas vestlige kyst og de store nedbørsmængder og oversvømmelser mellem 1994 og 1996. I de fleste andre have kan der ikke påvises en klar tendens for næringsstofkoncentrationerne, men mellem 1960 og 1992 tidobledes koncentrationerne i Sortehavet af næringsstoffer hidrørende fra især Donaus afvandingsområde.

Forurening af sedimenter, dyr og planter med tungmetaller og miljøfremmede stoffer menneskeskabte kemikalier synes at være almindelig i næsten alle europæiske have. De sparsomme oplysninger, der foreligger herom, vedrører hovedsagelig Vest- og Nordvesteuropa. Høje koncentrationer af tungmetaller og PCB'er (højere end baggrundsværdierne) er fundet i fisk og sedimenter, med særlig høje niveauer i nærheden af punktkilder. En bioakkumulering af disse stoffer kan udgøre en fare for økosystemer og menneskers sundhed (se i afsnittet om kemikalier).

For olieforurening tegner der sig et meget ujævnt billede, og det er derfor ikke muligt at give en pålidelig vurdering af de generelle tendenser. Størstedelen af forureningen er landbaseret og ledes ud i havet via floder. Selv om det årlige antal olieudslip er faldende, forårsager små og lejlighedsvis store udslip i områder med stor skibstrafik betydelige lokale skader, først og fremmest forurening af strande og havfugle og nedsat fangst af fisk og skaldyr. Der er imidlertid ingen tegn på uoprettelige skader på havøkosystemerne, hverken fra store udslip eller fra permanente kilder til olieforurening.

Mange have er fortsat stærkt overfiskede, hvilket især gælder Nordsøen, de iberiske have, Middelhavet og Sortehavet. Der er en kritisk overkapacitet i fiskerflåden, og en reduktion af flåden med 40% er nødvendig for at tilpasse kapaciteten til de disponible fiskeressourcer.

### 10.1. Indledning

Der er store økonomiske og økologiske ressourcer i Europas have og kystområder. Enorme mængder affald og forurening fra menneskelige aktiviteter er gennem århundreder endt i havene, både ved dumping, direkte udledninger og udslip, og fra floder eller atmosfæriske depositioner. En stor del af dette materiale fortyndes og spredes i de dybe oceaner. Som regel er det dog kystvande og havområder med ingen eller kun ringe forbindelse med det åbne hav, der rammes af forureningen. Ca. en tredjedel af Europas befolkning bor inden for 50 km fra kystnære vandområder. Byudvikling, industri og turisme skaber store ødelæggelser og øger presset på allerede hårdt belastede områder.

I *Dobris*-rapporten blev der fokuseret på en række problemer, herunder mangel på effektiv regulering, kontrol og forvaltning af afvandingsområder, forringelser af kystområder som følge af forurening, urbanisering og ødelæggelse af levesteder, indbyrdes modstridende anvendelser, overudnyttelse af ressourcer, tab af biodiversitet og eventuelle virkninger af klimaændringer. Og problemerne består stort set fortsat, selv om der på europæisk plan er gjort en indsats for at beskytte

hav- og kystmiljøet.

Fra Dobris-rapportens lange liste over problemer i form af forringelser og dårlig forvaltning vil følgende problemer blive behandlet nærmere i dette kapitel:

- eutrofiering;
- forurening, især med tungmetaller, persistente organiske forbindelser (POP'er) og olie;
- overfiskning;
- forringelse af kystområder.

Problemerne med erosion af kystområder, udnyttelse af de mineralske ressourcer ved kysterne og virkningerne heraf samt indvirkning fra offshoreaktiviteter er generelt lokale problemer, som ikke vil blive behandlet i dette kapitel. Klimaændringernes mulige følger for vandstanden i havene er gennemgået i kapitel 2, afsnit 2.2.

De havområder, der er omfattet af dette kapitel, er vist på kortet på indersiden af omslaget.

## 10.2. Eutrofiering

Eutrofieringen af havene er blevet beskrevet som "et af de største umiddelbare problemer i havmiljøet" (GESAMP 1990). Selv om dataene er mangelfulde, står det fast, at eutrofiering er et udbredt fænomen i mange af Europas havområder.

Kvælstof og fosfor er de plantenæringsstoffer, der hyppigst er årsag til eutrofieringen i havene. Men også andre næringsstoffer som f.eks. silikatisyre og sporstoffer er vigtige årsager. Tilførslen af næringsstoffer medfører højere primær-produktionen hos alger i overfladelag og på havbunden efterfulgt af højere sekundær-produktionen hos havdyr. I visse tilfælde kan tilførslen af næringsstoffer således have gavnlige virkninger. En overdreven tilførsel kan dog resultere i for stor alge- og tangvækst, iltsvind samt dannelse af svovlbrinte, der er giftig for havets plante- og dyreliv og kan forårsage høj dødelighed. Eutrofieringen påvirker også menneskers sundhed og brugen af marine kystområder til rekreative formål.

Hvor høj koncentrationen af næringsstoffer skal være, for at eutrofiering bliver et miljøproblem, afhænger af havets topografi og fysiske og kemiske karakter. Generelt varierer koncentrationerne fra et højt niveau om vinteren til næsten nul efter foråret.

Især EU-programmet for havforskning og -teknologi - MAST III - har dannet ramme om flere forskningsprojekter til undersøgelse af eutrofieringseffekter og -grænseværdier. Figur 10.1 og 10.2 giver en oversigt over koncentrationerne af nitrat/nitrit samt fosfat (næringsstoffer, der fremmer algevæksten) i det øverste vandlag, især i Nordsøen og Østersøen. Der foreligger kun begrænsede oplysninger om det nordøstlige Atlanterhav (box 10.1), og der findes tilsyneladende ingen data om koncentrationer af næringsstoffer i Det Kaspiske og Det Arktiske Hav.

I de fleste af prøveudtagningsområderne i Nordsøen var overfladekoncentrationerne af nitrat/nitrit højere i 1995/96 end i 1980. Det skyldes muligvis helt usædvanlig høj vandstand i 1995 i de fleste floder i Nordsøens afvandingsområde. Koncentrationerne i Østersøen fulgte ikke samme tendens. I nogle af de britiske områder blev der registreret høje koncentrationer, mens 1996-koncentrationerne lå på et lavere niveau

***Eutrofiering i Østersøen, Nordsøen & det nordøstlige Atlanterhav***

**Box 10.1: Episoder med eutrofiering:***Kysterne ved Den Engelske Kanal og Atlanterhavet:*

1975-88, Seine-bugten (Frankrig): 46 algeopblomstringer og visse steder "red tidesødt vand";

1978-91, St. Brieuc-bugten (Frankrig): opblomstring af tang ;

1978-88, og 1991, Lannion-bugten (Frankrig); opblomstring af tang;

1983-95, den franske Atlanterhavskyst: giftige tang-algeopblomstringervækster;

Årligt om foråret og i forsommeren, mange bugter i Bretagne: store områder dækket med grønalger (Graneli m.fl., 1990, Belin m.fl., 1989, Belin 1993, Belin m.fl., 1995).

*Nordsøen:*

Kontinuerlige kraftige påvirkninger af kystvande, herunder kystområdet mellem Belgien og Skagen (Danmark), danske fjorde, langs Sveriges vestkyst og den ydre del af Oslofjorden;

Påvirkning af væksten af makroalger i visse flodmundinger i Det Forenede Kongerige. (North Sea Task Force, 1993)

*Østersøen:*

Anoxia i størstedelen af Østersøens dybe bassin;

Ændringer i plantevæksten i vigtige yngleområder for fiskedamme;

Ingen exceptionelle æessiv-algeopblomstringervækst i Østersøen i 1995 og mere sporadiske forekomster af en giftige alger i 1995 i forhold til tidligere år

**Kilder:** Rosenberg m.fl., 1990; Baden m.fl., 1990; Ambio 1990a; HELCOM 1996; Leppänen m.fl., 1995

end i tidligere år. I den nordlige del af Nordsøen og i Themsens munding synes koncentrationerne af fosfat at have været noget højere i midten af 1990'erne end i begyndelsen af 1980'erne. Fra 1985 til 1994 faldt niveauerne ved Rhinens munding og i Tyske Bugt ved Helgoland. Derimod fandt man ingen eller kun få ændringer i andre dele af Nordsøen og Østersøen og det nordøstlige Atlanterhav.

På grund af ~~Da~~-vandets lange opholdstid forbliver i lang tid i Sortehavsbasinet, er Sortehavet yderst følsomt over for eutrofiering (box 10.2). Sandsynligvis som følge af et kraftigt fald i ~~kiselsyre~~silikat/kvælstof-forholdet er der sket et større skift fra diatomé-arter til ikke-diatomé-arter. I Sortehavet voksede de gennemsnitlige koncentrationer af nitrat og fosfat i vintermånederne ca. 7 henholdsvis ca. 18 gange fra 1960 til 1992. Stigningen skyldes formentlig

**Figur 10.1** Årlige middelkoncentrationer af nitrit/nitrat i overfladevandet i Nordsøen, Østersøen og visse dele af det nordøstlige Atlanterhav, 1980-96

Koncentration af nitrit/nitrat i overfladevandet

1:20 000 000

Koncentration i  $\mu\text{mol/l}$

maksimum

middel

minimum

målestation

Kvalitet

dårlig

under middel

middel

god

Kvalitet

dårlig

under middel

middel

god

nitrit/nitrat i overfladevandet ( $\mu\text{mol/l}$ )

>16,0

9,0-16,0

6,5-9,0

<6,5

**Kilde:** ICES/OSPARCOM/HELCOM

## *Eutrofiering i Sortehavet*

### **Box 10.2: Episoder med eutrofiering:**

Siden begyndelsen af 1970'erne: meget hyppigere algeopblomstringer og drastisk tilbagegang for fladvandsfisk på lavt vand

1980-90: 42 algeopblomstringer med kraftig stigning i opblomstringen af ikke-diatomé-arter;

Tilbagegang for visse bundfladvandsplanter og mindre udbredelse af længe levende ålegræsarter samt flerårige brun- og rødalger med den dertil knyttede fauna, men fremgang for visse opportunistiske arter;

Massedødelighed blandt en lang række havbundsdyrearter;

Masseudvikling af vandmænd; masseudvikling af prædatoriske gelatinøse arter;

Hver sommer: indberetninger om hypoxia- og anoxia-fænomener, der er mest alvorlige i den nordvestlige del.

**Kilder:** Mee, 1992; Gomoiu 1992; Bodenau, 1992; Cociasu m.fl., 1996; Leppakoski og Mihnea, 1996

de voksende tilførsler fra Donau, Dnepr og Dnestr (Cociasu m.fl., 1996).

Tilførslen af næringsstoffer til Middelhavet anslås at være væsentlig mindre end afgivelsen gennem Gibraltarstrædet. Middelhavet er derfor et af de mest oligotrofe (næringsfattige) havområder. Især grundet dårlig vandforvaltning opstår der dog eutrofieringsproblemer i delvis lukkede bugter (box 10.3). Mange bugter langs kysten modtager stadig store mængder urensset spildevand. En ukontrolleret udvidelse af fiskeopdræt i det østlige Middelhav kan også medføre problemer. Det mest udsatte område er dog Adriaterhavets nord- og vestkyst, som belastes af næringsstoffer fra Po-floden. Dataene er generelt mangelfulde, og det er kun enkelte "hot spots", der overvåges konstant. Koncentrationerne af fosfat og nitrat nær overfladen er meget lave, men stiger hurtigt på dybder over 200 m (Bethoux m.fl., 1992).

### 10.2.1. Udledning af næringsstoffer

I kapitel 9, afsnit 9.7 er beskrevet hovedkilderne til de næringsstoffer, der skaber problemer med eutrofiering i de europæiske havområder. Næringsstofferne ender i havet enten ved direkte udledninger fra industri, landbrug

**Figur 10.2** Årlige middelkoncentrationer af total fosfat i overfladevandet i Nordsøen, Østersøen og visse dele af det nordøstlige Atlanterhav, 1980-96

Koncentration af fosfat i overfladevandet

1:20 000 000

Koncentration i $\mu\text{mol/l}$	Kvalitet
maksimum	dårlig
middel	under middel
minimum	middel
målestation	god
Kvalitet	fosfat i overfladevandet ( $\mu\text{mol/l}$ )
dårlig	>1,1
under middel	0,7-1,1
middel	0,5-0,7
god	<0,5

**Kilde:** ICES/OSPARCOM/HELCOM

### Eutrofiering i Middelhavet

#### Box 10.3: Episoder med eutrofiering:

Siden begyndelsen af 1970'erne: eutrofiering i delvist lukkede bugter; 34 tilfælde langs kystlinjen, 21 tilfælde i laguner, optegnelserne er dog ufuldstændige; 1975-97, Adriaterhavet: flagellatopblomstring efterfulgt af anoxia og fiskedød; Siden 1975 årligt med stadig kortere intervaller; 15 bløddyrarter og 3 krebsdyrarter er forsvundet.

**Kilder:** Montanari m.fl., 1984; Margottini & Molin 1989; Rinaldi m.fl., 1993; UNEP (OCA)/MED, 1996

og kloaknet, via floder og gennem atmosfærisk deposition. Som led i en række overvågningsprogrammer foretages der målinger eller beregninger af disse udledninger. Såvel fuldstændigheden som nøjagtigheden af dataene varierer fra land til land og fra havområde til havområde.

Der findes kun få langsigtede tidsdataserier til analyse af udviklingsat-udlede-tendenser fra (figur 10.1 og tabel 10.1). Tallene viser, at der i 1994 og 1995 var store tilførsler af næringsstoffer (angivet som samlede årlige udledninger) fra Belgien, Nederlandene og Tyskland (figur 10.3). Stigningen modsvarer den store nedbørsmængde i de pågældende år og den heraf følgende kraftige vandgennemstrømning i de største floder. For så vidt angår de samlede årlige tilførsler af kvælstofforbindelser til andre havområder er der ikke sket nogen ændring. Siden 1990 er der heller ikke målt ændringer i den atmosfæriske kvælstofdeposition i Nordsøen, Middelhavet og Sortehavet (figur 10.4). Tilførslen af næringsstoffer til det nordøstlige Atlanterhav er af varierende omfang, mens tilførslerne til Østersøen synes at være mindre end i 1990-91. Der forelå ingen data for de fire andre havområder.

Dataene for Nordsøen viser en stigning i udledningen af såvel fosfor som nitrat, hovedsagelig som følge af afstrømningen af overskydende næringsstoffer fra landbruget. Udledningerne til Den Iberiske Kyst har været varierende, mens udledningerne til Det Keltiske og Det Irske Hav siden 1991 har været konstant. Tilførslerne til de tre nordligste af havområderne har ikke ændret sig væsentligt. På grund af manglende Da-datarækken ikke er komplet, er det for Middelhavet og Sortehavet kun muligt at skønne over de samlede udledninger af kvælstof og fosfor.

Figur 10.3 og 10.4 viser de samlede tilførsler for de enkelte havområder, mens tabel 10.2, 10.3 og 10.4 illustrerer udledningerne fra de omgivende lande. For Nordsøen foreligger der kun data om de samlede udledninger, mens det for de øvrige havområder alene er udledningerne via floderne, der kendes. I 1995 var den samlede deposition af kvælstof i Østersøen på 260 000 tons, og der er tegn på, at tilførslerne fra de atmosfæriske depositioner er faldende vil falde.

Udledningerne af kvælstof og fosfor til Adriaterhavet, herunder udledninger fra Italien, Kroatien og Slovenien, udgør henholdsvis ca. 270 000 og ca. 24 000 tons pr. år (UNEP, 1996). Polat & Turgul (1995) har beregnet, at den nordlige del af Det Ægæiske Hav hvert år modtager 180 000 tons kvælstof og 11 000 tons fosfor fra Sortehavet, hvilket svarer til tilførslerne til den nordøstlige del af Middelhavet fra landbaserede kilder (Yilmaz m.fl., 1995).

I Sortehavsområdet har man skønsmæssigt beregnet, at de årlige udledninger alene fra Donau ligger på 230 000 tons total kvælstof og 40 000 fosfat (GEF/BSEP, 1997). De samlede årlige udledninger af kvælstof og fosfor fra landene omkring Sortehavet er knap halvt så store som de samlede udledninger fra internationale floder (Donau, Dnepr, Dnestr, Coruh, Don) (tabel 10.3).

### 10.2.2. *Indsats over for eutrofieringsproblemet*

Eutrofiering påvirker såvel den marine biodiversitet og fiskebestandene som menneskers sundhed og brugen af marine kystområder til rekreative formål. Særlig berørte områder er Sortehavet, hvor stigningen i udledningerne af næringsstoffer hovedsagelig fra Donaus afstrømningsområde forårsager alvorlige anoxia-problemer; Østersøen på grund af for stor tilførsel af næringsstoffer, dens topografi og fysiske og kemiske beskaffenhed; Nordsøen som følge af store udledninger af næringsstoffer, især fosfor; Middelhavet,

#### **Figur 10.3 Udledninger af kvælstof og fosfor (direkte og via floder)**

Norskehavet	Barentshavet
“Stor”-Nordsøen	Det Keltiske Hav
Skagerrak og Kattegat	Arktiske vandområder
Biscayabugten og Den Iberiske Kyst	
ktons	kvælstof
	fosfor

**Kilde:** EEA/ETC/MC

men kun i en række "hot spots" i lavvandede og kystnære vandområder med stor tilførsel af næringsstoffer og gunstige fysiske/kemiske betingelser; og endelig hele Adriaterhavet.

Da eutrofiering er et grænseoverskridende fænomen, må problemet løses på internationalt plan. Dette vil kræve ensartede definitioner og en harmonisering af indberetningsmåderne samt kriterierne for vurdering af eutrofieringen. Oslo- og Paris-Kommissionen (OSPARCOM), som omfatter det nordøstlige Atlanterhav, Nordsøen, Norskehavet og dele af Barentshavet, har iværksat en harmonisering af indberetningerne om udledninger af næringsstoffer fra punktkilder og diffuse kilder til Nordsøen. Europa-Kommissionen (E-K) og Det Europæiske Miljøagentur støtter denne indsats med henblik på, at indsatsen i tilpasset form skal anvendes af de øvrige medlemsstater.

Det politiske mål for OSPAR-området og for den del af Østersøen, der omfattes af Helsinki-Kommissionen (HELCOM), er at reducere udledningerne af næringsstoffer med 50% de steder, hvor det er sandsynligt, at tilførslerne enten direkte eller indirekte vil medføre eutrofiering.

I Middelhavet giver eutrofieringen i visse områder ("hot spots"/delvist lukkede bugter) anledning til bekymring. Som led i evalueringen af handlingsplanen for Middelhavet bliver der gjort en indsats for dels at udarbejde en fortegnelse over landbaserede kilder, dels at fremme tiltag til bekæmpelse af eutrofiering baseret på et videnskabeligt kendskab til økosystemets virkemåde.

Den højeste prioritet i miljøprogrammet for Sortehavet er kontrollen med tilførslerne af næringsstoffer, primært fra flodafstrømning.

**Figur 10.4 Atmosfærisk deposition af oxideret kvælstof**

Østersøen	Nordsøen
ktons	
NØ-Atlanten	Middelhavet
Sortehavet	deposition af oxideret kvælstof

**Kilde:** EMEP.

**Tabel 10.1 Årlige udledninger til Nordsøen og det nordøstlige Atlanterhav**



	Total kvælstof					Total fosfor				
	1991	1992	1993	1994	1995	1991	1992	1993	1994	1995
	1 000 tons pr. år									
Belgien <sup>1)</sup>	28/38	36/43	35/49	41/47	47/52	2,0	2/3	2,0	2,0	4/5
Den belgiske kyst	16,2	15,3	13,2	-	10,1	2,0	1,6	2,0		1,8
Danmark	63,3	61,6	56,9	74,1	57,7	2,3	1,6	1,5	2,2	2,0
Frankrig <sup>2)</sup>	67	67	67	67	67/120	-	-	-	-	-
Tyskland	159,3	230,3	237,3	355,0	284,6	11,6	11,1	15,5	12,5	11,5
Irland <sup>3)</sup>	172,1	127,1	165,0	179,1	151,2	6,3	6,4	7,8	10,5	7,3
Nederlandene <sup>4)</sup>	310,0	400,0	360,0	490,0	580,0	17,0	20,1	21,1	27,5	34,1
Norge	88,5	101,1	93,8	97,2	105,6	3,3	3,8	3,6	4,1	3,9
Portugal	17,9	8,4	17,7	15,7	9,7	3,1	3,0	5,8	14,2	3,1
Sverige <sup>5)</sup>	6,1	5,9	32,5	6,9	40,1	0,2	0,2	0,7	0,3	1,3
UK <sup>6)</sup>	321/323	383/391	358/370	376	356/358	39/40	38	33	35/36	36

**Note:** Udledninger til havet, direkte og/eller via floder

<sup>1)</sup> Laveste/højeste estimat.

<sup>2)</sup> Kun flodudledninger og identiske skøn hvert år.

<sup>3)</sup> Identiske skøn over direkte udledninger hvert år.

<sup>4)</sup> Der foreligger ingen data om direkte udledninger for 1993/94.

Det anslåede niveau for N er ca. 5 000 tons pr. år og for P ca. 1 000 pr. år.

<sup>5)</sup> Der foreligger ingen data om flodudledninger for 1990/91/92/94. Det skønsmæssige niveau er for N ca. 30 000 pr. år og for P ca. 1 000 pr. år. Kun data for OSPAR-området.

<sup>6)</sup> Fosfortilførslerne består af orthofosfat-fosfor. Dataene dækker alle havene omkring UK. Ingen data for Kanalen.

**Kilde:** OSPARCOM

### 10.3. Forurening

I vandet, i sedimenter og i dyre- og planterlivet i de europæiske have finder man stort set alle de kemiske forurenende stoffer, der er beskrevet i kapitel 6. Især tungmetaller, persistente organiske forbindelser (POP'er) og olie giver anledning til bekymring. Disse forurenende stoffers virkninger på økosystemet og mulige sundhedsfare for mennesker, der spiser fisk mv., er komplekse og ikke fuldt forstået. Overvågningsprogrammerne er oftest fokuseret på koncentrationer af forurenende stoffer i dyr og planter - særlig i fisk, skaldyr og havpattedyr. Formålet hermed er dels at undersøge forholdet mellem graden af forurening og tilførslen af forurenende stoffer, dels at sammenholde forureningsniveauet i de fisk og skaldyr, der spises, med de fastsatte sundhedsgrænser.

Ud over de forurenende stoffer, der gennemgås nedenfor, belastes Europas havområder af radionukleider. Siden 1990 er der sket et markant fald i udledningerne til havet fra oparbejdningsanlæggene i Det Forenede Kongerige (Sellafield) og Frankrig (La Hague). Der går imidlertid flere år, før de udledte radionukleider når Skandinaviens og Arktis' kystområder. Norge har for nylig rettet opmærksomheden mod de voksende udledninger af det langsomt nedbrydelige Technetium-99 fra Sellafield, som ikke fjernes effektivt i Sellafield's renseanlæg. Der er således fundet Technetium-99 i marine arter langs den norske kyst (Brown m.fl., 1998). Reaktorer fra flåden og andet affald, der dumpes i de arktiske havområder og i det nordøstlige Atlanterhav, kan være en potentiel kilde til fremtidig radioaktiv forurening (EEA, 1996).

Nationale og internationale overvågningsprogrammer og databaser som f.eks. OSPARCOM og HELCOM samt ICES (International Council for Exploration of the Seas) er de væsentligste kilder til data om forurening i havvand, sedimenter, muslinger og fisk i mange vesteuropæiske estuariflodmundinger og kystvande. MEDPOL's (Mediterranean Pollution Programme) database indeholder data om tungmetaller i Middelhavets planter- og dyreliv. Der synes kun at foreligge meget få data om sedimenter, og slet ingen for selve vandet. Der foreligger endvidere meget begrænsede oplysninger om forurenende stoffer i fisk, skaldyr og sedimenter i Sortehavet og Det Kaspiske Hav. Dataene fra de internationale overvågningsprogrammer fra før 1992 er for fragmentariske til, at der kan udledes tidsmæssige tendenser for forureningen af sedimenter.

#### 10.3.1. Tungmetaller

Som beskrevet i kapitel 6 ophobes giftige tungmetaller på vejen gennem fødekæden og kan udgøre en trussel for arterne på toppen af fødekæden, inkl. mennesker. Derfor bliver der nu gjort en indsats for at reducere tilførslen til miljøet bl.a. ved at udfase brugen af tungmetaller i produkter og ved ændret teknologi, f.eks. afskaffelse af kviksølv i chlor-alkali-industrien (se også kapitel 6, afsnit 6.3).

Koncentrationen af tungmetaller er blevet målt i muslinger (figur 10.5), fisk (figur 10.6) og sedimenter (figur 10.7) fra såvel rene som forurenede havområder.

**Tabel 10.2 Årlige udledninger til Østersøområdet, 1990-95**

	Total kvælstof			Total fosfor		
	1990	1992	1995	1990	1992	1995
	1 000 tons pr. år					
Danmark	83	70	66.5	5.3	3.9	2.3
Estland	59	51	46.5	2.8	1.6	1.3
Finland	72	85	66.1	3.4	4.7	3.6
Tyskland	14	16	21.4	1.2	1.6	0.6
Letland	94	89	91.1	3.2	1.8	2.2
Litauen	19	20	36.8	1.7 <sup>1)</sup>	1.6	1.4
Polen	120	140	214.7	15	12	14.2
Rusland	81	32	84.6	9.5	6.5 <sup>2)</sup>	7.1
Sverige	119	134	130.9	4.0	4.3	4.7
I alt	661	637	758.6	46.1	38	37.4

<sup>1)</sup> Data for de samlede P-udledninger via floder mangler for Litauen; til beregningen er brugt 1987-tallene

<sup>2)</sup> For 1992 foreligger der kun ufuldstændige data om de samlede P-udledninger via floderne for Rusland

**Kilde:** HELCOM

**Tabel 10.3 Årlige udledninger til Sortehavsområdet, midten af 1990'erne**

Total kvælstof	Total fosfor
1 000 tons pr. år	

Bulgarien	4,5	1,12
Georgien	1,6	0,43
Rumænien	89,7	0,51
Tyrkiet	18,7	3,97
Rusland	13,5	1,04
Ukraine	41,8	5,43
Internationale floder	236,2	43,27
I alt	406	54,93

**Kilde:** Miljøprogram for Sortehavet

### *Cadmium*

Cadmiumkoncentrationerne i muslinger lå mellem 10 og 1 700 µg/kg vådvægt uden nogen klar tidsmæssig tendens. Da der selv langt fra kendte udledningssteder kan forekomme koncentrationer på indtil 300 µg/kg, tyder ovennævnte resultater på en lav til moderat forureningsgrad. De højeste værdier blev målt i muslinger indsamlet nær Rhinens munding.

Koncentrationerne i fisk gik fra meget lav, dvs. indtil 15 µg/kg vådvægt, i Den Finske Bugt, Den Botniske Bugt og det åbne havområde i den centrale del af Middelhavet til 560 µg/kg i prøver fra den græske kyst.

Koncentrationerne i sedimenter varierede mellem 10 og 9 000 µg/kg tørvægt. Bortset fra nogle prøver indsamlet meget tæt på punktkilder blev de højeste koncentrationer målt nær Rhinens munding. Generelt kan koncentrationer på under 200 µg/kg betragtes som baggrundsniveauer.

### *Bly*

Koncentrationen af bly i muslinger varierede fra en ekstremt lav værdi på 15 µg/kg vådvægt ved Island op til 1 200 µg/kg ved Rhinens munding og helt op til 3 300 µg/kg på den spanske Middelhavskyst. Baggrundsniveauerne ligger typisk under 500 µg/kg. Generelt set falder koncentrationen af bly i marine dyr og planter med ca. 5% om året, hvilket svarer til faldet i brugen af blyholdig benzin.

Koncentrationen af bly i sedimenter lå mellem 1 700 og 167 000 µg/kg tørvægt. Den naturlige blykoncentration i sedimenter ligger almindeligvis på 30 000 µg/kg eller derunder. De observerede koncentrationer ved de fleste overvågede steder må således siges at ligge tæt på baggrundsniveauerne. Høje koncentrationer blev fundet i Oslofjorden og i nærheden af Göteborg.

### *Kviksølv*

Kviksølv er et særligt problem på grund af den høje toksicitet (som organisk metylkviksølv i fisk og skaldyr). Koncentrationen af kviksølv i muslinger varierede fra 7 op til ca. 900 µg/kg vådvægt, mens baggrundsniveauerne typisk lå under 30-40 µg/kg. De fleste steder lå koncentrationerne omkring baggrundsniveauet. Der blev dog fundet værdier på 120 µg/kg ved den spanske Atlanterhavskyst, 420 µg/kg i den østlige del af Adriaterhavet og helt op til 910 µg/kg i det nordvestlige Middelhav.

Koncentrationen af kviksølv i fisk var fra moderat til lav, dvs. ca. 20-100 µg/kg vådvægt. Ved Rhinens munding blev der dog målt 135 µg/kg og i Middelhavet helt op til 200 µg/kg.

Den meget kviksølvholdige bestand af blåfinnede tunfisk i Middelhavet med koncentrationer af kviksølv op til 4 300 µg/kg, dvs. 4-5 gange højere end for tunfisk i Atlanterhavet, har muligvis naturlige årsager. Tunfisk er nemlig migrerende fisk, der finder deres føde over store områder langt fra eventuelle menneskeskabte forureningskilder (Bernhard, 1988). Hertil kommer, at Middelhavet er en del af Stillehavs-Middelhavs-Himalaya-bæltet med et kviksølvholdigt grundfjeld (Moore og Ramamoorthy, 1984).

Koncentrationen af kviksølv i sedimenter varierede mellem 10 og 1 180 µg/kg tørvægt. Baggrundskoncentrationerne ligger almindeligvis under 100 µg/kg. De højeste koncentrationer blev fundet i prøver indsamlet i det indre af Oslofjorden (formentlig i nærheden af en punktkilde), Rhinen, Themsens og Tyske Bugt.

Alt i alt afviger koncentrationerne af cadmium, bly og kviksølv i muslinger og fisk fra områder i den nordvestlige del af Europa generelt kun lidt fra de koncentrationer, man finder i de "rene" områder (langt fra forureningskilder), og koncentrationerne synes ikke at ændre sig med tiden. Koncentrationerne synes i overvejende grad at blive styret af afstanden fra punktkilderne til forureningen, ligesom der ikke er observeret nogen signifikant tidsmæssig tendens. I Østersøen er tungmetaller ikke noget stort problem, og i Middelhavet synes der heller ikke at være væsentlige problemer. Dog bør det specifikke problem med kviksølv, især i prøver af fisk og skaldyr fra begrænsede områder i nærheden af kendte menneskeskabte kilder, overvåges. Koncentrationerne af tungmetal i Sortehavet er generelt lave og ligger i nærheden af baggrunds niveauerne. Der er dog fundet høje koncentrationer i forbindelse med sværindustrielle aktiviteter, og der er behov for en nærmere undersøgelse (GEF/BSEP, 1997).

### ***10.3.2. Persistente organiske forbindelser***

Persistente organiske forbindelser (POP'er) findes overalt i Europas havområder. POP'erne transporteres ofte langt væk fra kilden og ender i vandet i form af atmosfæriske depositioner. POP'er udgør et særligt problem på grund af deres toksicitet, biotilgængelighed og persistens i miljøet. I figur 10.6 er vist data for en af PCB-typerne.

PCB-koncentrationerne i Europas kystnære vandområder, flora og fauna og sedimenter ligger i almindelighed på et lavt niveau uden nogen klar tidsmæssig tendens. De højeste PCB-koncentrationer i området er målt i isbjørne fra Svalbard i den nordlige del af Barentshavet. Siden 1970 har PCB-niveauet i Østersøens dyr og planter været faldende, men niveauet er dog stadig dobbelt så højt som hos dyr og planter ved Sveriges vestkyst (HELCOM, 1996). Der er indberettet høje PCB-niveauer i Østersøens og Barentshavets havpattedyr i toppen af fødekæden (Ambio, 1990b; Olsson m.fl., 1992).

For nylig har miljøministrene i de kontraherende lande anmodet OSPARCOM og Europa-Kommissionen om dels at iværksætte undersøgelser og risikovurderinger for at øge kendskabet til følgerne af stoffer som f.eks. POP'er, der mistænkes for at have endokrine eller hormonlignende virkninger, dels senest inden år 2000 at vedtage og gennemføre de nødvendige foranstaltninger (POP'ernes økologiske virkninger er behandlet i kapitel 6, afsnit 6.4).

### 10.3.3 Olieforurening

Hovedkilderne til olieforurening af havene er følgende:

- landbaserede afstrømninger og udledninger;
- skibsfart;
- olieefterforskning og -produktion;

#### Figur 10.5 Tungmetaller i det bløddele-væv hos blåmuslinger, 1980- 96

Cadmium, kviksølv og bly i det-bløddele-væv hos blåmuslinger

1:30 000 000

Koncentration i  $\mu\text{g}/\text{kg}$  vådvægt

Cd

Hg

Pb

målestation

Kvalitet

Cd

Hg

Pb

i blåmuslinger ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  vådvægt)

dårlig

under middel

middel

god

**Kilde:** EEA-ETC/MC, baseret på data fra internationale overvågningsdatabaser (ICES)

## 218 Europas miljø

- atmosfærisk deposition;
- uheld med olieudslip;
- naturlig udsivning af olie.

Den forholdsmæssige betydning af disse kilder varierer fra havområde til havområde. I Nordsøen f.eks. bidrager flodafstrømningen med ca. 45-60% af den samlede årlige tilførsel af kulbrinter; offshoreeftersøgning og -produktion tegner sig for ca. 20-30%; og atmosfærisk deposition for omkring 10% (GESAMP, 1993; OLF, 1991). I den nærliggende Østersø stammer ca. 90% af kulbrinterne fra landbaserede kilder, primært via flodafstrømning samt atmosfærisk deposition, mens 10% hidrører fra kilder på havet (HELCOM, 1996).

Marine Havorganismer såvel producerer som bruger kulbrinter, hvilket medfører et naturligt kulbrinteindhold i havet. Dertil kommer en naturlig udsivning fra havbunden. De typiske baggrundsniveauer ligger på under 0,005 mg/l i havvand og 10 mg/kg i sedimenter.

Indholdet af olie i de nordeuropæiske havområders vand og sedimenter er forholdsvis veldokumenteret, men manglen på oplysninger om de øvrige europæiske havområder bevirker, at billedet af situationen for Europa som helhed ikke er fuldstændigt. Endvidere er vurderingen af generelle tendenser og sammenligninger vanskeliggjort af forskelle i undersøgelses- og analysemetoder, værktøjer og mål samt indberetningsmetoder.

### Figur 10.6 Kviksølv og en af PCB-typerne i fisk, 1980-96

Kviksølv og PCB 153 i fisk

1:30 000 000

Koncentration i µg/kg vådvægt

Hg i muskelvæv fra torsk

Hg i muskelvæv fra sild

PCB 153 i torskelever

målestation

Kvalitet

Hg

i torsk

(µg/kg vådvægt)

dårlig

under middel

middel

god

**Kilde:** EEA-ETC/MC baseret på data fra internationale overvågningsdatabaser



*Hvidehavet*

I Hvidehavet lå olieindholdet i vandet i 1995 på nogenlunde samme niveau som det, der i *Dobris*-rapporten blev oplyst for 1989. I 1995 lå niveauet i bundsediment på 4-23 mg/kg mod 50-320 mg/kg i 1987-92 (AMAP, 1997), hvilket kan hænge sammen med den mindre militære aktivitet i området. Alt i alt synes olieforureningen i Hvidehavet at være blevet mindre.

*Barentshavet*

Niveauet i prøver, der blev taget i 1987-92 og i 1995 i det åbne Barentshav, svarede til prøverne i Hvidehavet (AMAP, 1997), og situationen synes generelt at blive bedre. Havneområder som f.eks. Kolabugten er dog stadig kraftigt forurenet af kulbrinter, idet der i vandoverfladen er målt op til 0,75 mg/l, mens der i vinterperioden er fundet endnu højere koncentrationer i nærheden af havbunden (AMAP, 1997). Flere andre havne i Barentshavet er kraftigt forurenede af olie. Således er der ved 5 ud af 14 målestationer langs Norges arktiske kyst fundet oliekoncentrationer i sedimenter på over 1 000 mg/kg (AMAP, 1997).

*Nordsøen*

Efterhånden som olieelterne bliver ældre, og flere felter tages i produktion, øges udledningerne af forurenede vand fra olieproduktionsanlæggene. Koncentrationen af olie i vandet er imidlertid lav (<40 mg/l), ligesom olien spredes og fortyndes både meget kraftigt og meget hurtigt. Kun helt tæt på olieproduktionsfaciliteterne er der fundet

**Figur 10.7 Tungmetaller og en af PCB-typerne i prøver fra overfladesediment**

Tungmetaller og CB153 i overfladesediment

1:30 000 000

Cd, Pb, Hg og CB153 i prøver af overfladesedimenter i µg/kg

Cd    Pb    Hg    CB153

målestation

Kvalitet

Cd    Pb    Hg

i overfladesediment (µg/kg)

dårlig

under middel

middel

god

**Kilde:** EEA-ETC/MC, baseret på data fra internationale overvågningsdatabaser (ICES)

for store koncentrationer af kulbrinter. De højeste oliekoncentrationer i sedimenter findes omkring offshoreboreplatformeskibe, der har udledt oliebaseret boreslam. Efterhånden som disse udledninger udfases, forventes koncentrationen igen at falde. I nærheden af Norges offshorefelter lå maksimumniveauerne i 1994 på mellem 30-2 500 mg/kg og i 1995 på mellem 50-1 600 mg/kg (SFT, 1996; 1997). Blot 2-6 km fra anlæggene er koncentrationerne dog normalt faldet til et niveau i nærheden af baggrunds-niveauerne.

Tendenserne i antallet af alvorlige uheld og olieudslip, der forurener havene, vil blive behandlet i kapitel 13, afsnit 13.2.3. Fra 1992 til 1996 skete der et generelt fald, såvel i antallet af uheld som i mængden af udledt olie. I 1991 slap omkring 150 000 tons olie ud i Middelhavet, men bortset fra to hændelser i Nordatlanten (1992: 71 457 tons, 1996: 71 429 tons) og en i Norskehavet (1993: 89 286 tons) (kort 10.1) er antallet af uheld faldende i alle regionale havområder (figur 10.8).

I nogle havområder bliver olieudslippene overvåget fra luften. Antallet af olie-pøle i Nordsøen toppede i 1989 med 1 104 og har siden 1992 været jævnt faldende (figur 10.9). De hyppigste udslip i 1995 og 1996 - som fandt sted i nærheden af de belgiske, nederlandske og tyske kyster (BAWG, 1997) - kan tilskrives den tætte skibstrafik i disse områder. Antallet af olie-pøle er større end antallet af olieuheld, sandsynligvis som følge af ulovlige olieudledninger.

I Østersøen bidrager især små og mellemstore udslip (under 1 m<sup>3</sup>) fra den tætte skibstrafik til olieforureningen. I perioden 1988-93 blev der ved luftovervågning opdaget 600-700 udslip om året. I 1994 steg antallet af udslip med 30% (HELCOM, 1996). Disse udslip begrænser sig hovedsagelig til sejlruuterne og udgør en alvorlig trussel for overvintrende fugle.

For det nordøstlige Atlanterhav foreligger ingen data om kulbrinteforurening. Der er ikke rapporteret olie i vandet i Middelhavsområdet, hvor der ligger ca. 40 olieinstallationer (terminaler for olieledninger, raffinaderier, offshoreplatforme osv.), og hvor der hvert år lastes og losses henholdsvis 0,55 og 0,15 milliarder tons råolie og olieprodukter.

En stor del af Sortehavet er alvorligt forurenet af olie, især i nærheden af havne og flodmundinger. De højeste niveauer findes ved Donau's munding (Bayona og Maldonado, under udarbejdelse). Oliekoncentrationerne i den åbne del af Sortehavet er ca. 10 gange højere end i det vestlige Middelhav, formentlig som følge af den tætte skibstrafik i Sortehavet. Målinger i sedimenter tyder på, at Donau- og Odessa-floderne er hovedkilderne hertil. Der formodes også at ske mange ulovlige udledninger.

Trods mange års olieforurening i Det Kaspiske Hav synes der ikke at være nyere data til rådighed om kulbrinte- eller PAH-niveauerne.

Det generelle billede af olieforureningen i de europæiske havområder er ufuldstændigt, og det er umuligt at foretage en troværdig vurdering af de generelle tendenser. En af de helt faste hovedkilder til olieforurening er

**Figur 10.8 Antal uheld i de forskellige regionale have**

Det Kaspiske Hav  
Middelhavet  
Det nordøstlige Atlanterhav  
Nordsøen  
Sortehavet  
Østersøen  
Norskehavet

**Kilde:** ITOPF, 1997

**Figur 10.9 Årlig hyppighed af oliepøle opdaget ved  
luftovervågning af Nordsøen**  
antal oliepøle

**Kilde:** BAWG, 1997

afstrømning fra land via floder. Hertil kommer, at mange mindre og lejlighedsvis større udslip i områder med tæt skibstrafik kan volde væsentlige lokale skader (primært olieforurening af strande, mindre fangster af fisk og skaldyr samt reducerede fuglebestande). Der skal derfor sættes ind for at forhindre ulovlige udledninger af olie i havet. Der er endvidere ikke noget bevis på, at større olieudslip eller udledninger fra permanente kilder forårsager uoprettelige skader på havenes ressourcer (GESAMP, 1993).

#### **10.4. Fiskeri og fiskeopdræt**

Overkapaciteten i den europæiske fiskerflåde har nået et kritisk niveau. Af en nyere rapport (ICES, 1996) fremgår det, at det for at matche de tilgængelige fiskeressourcer er nødvendigt at reducere kapaciteten med 40%.

Overfiskning kan volde store skader på marine økosystemer. F.eks. i Nordsøen er overfiskning begyndt at påvirke såvel stabilitet som bæredygtig udnyttelse af disse havressourcer. Påvirkningen kan være dels direkte, dels indirekte gennem skader på havbundens levesteder forvoldt af f.eks. bomtrawl-fiskeri. Der kan også opstå indirekte skader på andre arter, herunder havfugle og havpattedyr.

Fiskeopdræt, som til dels udvikles for at imødegå problemet med overfiskning, kan medføre en høj koncentration af næringsstoffer samt mikrobiologisk forurening i hav-

<b>Kort 10.1 Større udslip fra tankskibe, 1970-96</b>
---

tons oplysninger for perioderne
------------------------------------

<b>Kilde:</b> ITOPF, 1997
---------------------------

miljøet. Oftest flyder havbrugenes bure i vandet i ~~og danner~~ beskyttede og delvis lukkede områder, hvis topografi normalt er tegn på en dårlig vandudskiftning. Sådanne områder er særlig følsomme over for havbrugenes udledning af næringsstoffer, antibiotika osv. Fiskeopdræt kan endvidere resultere i genetiske forstyrrelser i det naturlige økosystem, indførelse af fremmede arter, overførsel af sygdomme og parasitter samt kemikaliefurening.

Selv om nogle af konsekvenserne af fiskeri er vanskelige at kvantificere, er der tilstrækkelige beviser på alvorlige og uoprettelige skader til - i overensstemmelse med Rio-erklæringen og Agenda 21 - at anvende forsigtighedsprincippet i havforvaltningen.

#### 10.4.1. Fiskefangster og -bestande

I de seneste 15 år har de samlede årlige fangster ligget stabilt på omkring 10-12 millioner tons (figur 10.10). De 17 lande, der er vist i figur 10.10, tegner sig for 96% af de samlede europæiske landinger af saltvandsfisk.

De førende lande målt i landinger er Norge, Danmark, Island, Rusland, Spanien, Det Forenede Kongerige og Frankrig. I USSR, Polen, Rumænien og Bulgarien har der været et stort fald i fjernfiskeriet og dermed en kraftig reduktion i landingerne. Fjernfiskeriets andel af de samlede landinger i disse lande er faldet fra ca. 40% i 1983 til ca. 20% i 1993. Disse landes fiskerflåder er generelt gamle med et stort behov for modernisering.

**Figur 10.10 Landinger af fisk og akvakulturproduktion, 1980-95**

Samlede landinger 1:30 000 000 i mio. tons landinger af fisk akvakulturproduktion
---

**Kilder:** ICES, FAO

Den største havbrugsproduktion finder man i Frankrig, Norge, Spanien, Nederlandene og Det Forenede Kongerige. Den største stigning er registreret i Norge (hovedsagelig lakseopdræt). Produktionen i Spanien er faldende, mens den stiger i de fleste andre lande. Den samlede havbrugsproduktion i Europa voksede mellem 1980 og 1994 fra ca. 0,6 til ca. 0,9 mio. tons. Alligevel udgør denne produktion kun ca. 8% af de samlede fangster i Europa.

Figur 10.11 viser de årlige fiskefangster og -bestande for de vigtigste europæiske havområder. Oplysningerne bygger på fangststatistikker og vurderinger af bestande, som er indeholdt i rapporter fra ICES og FAO.

#### *Barentshavet*

Barentshavet er levested for forholdsvis få arter (bl.a. lodde, sild og torsk), der ofte findes i meget store mængder. Bestandenes størrelse synes ikke at være noget problem. Loddebestanden og bestanden af torsk ved den nordlige del af Arktis er potentielt de største bestande af disse arter i verden. Mellem 1985 og 1995 kollapsede loddebestanden dog to gange på grund af svigtende tilgang. Men når loddebestanden har det godt, giver den et stort udbytte (over 5 mio. tons om året).

#### *De nordiske have*

De nordiske have (Norsehavet og havene omkring Island og Grønland) udgør et stort område med adskillige dybe bassiner. Når de varme vandmasser fra Atlanterhavet blandes med koldt vand fra polarområderne, er resultatet en høj biologisk produktivitet. Området domineres af store pelagiske bestande af sild, lodde og blåhvilling. Bestandene af bundfisk findes hovedsagelig på kontinentalsoklen omkring Island og Norge.

De seneste års stigende landinger af pelagiske fisk består især af sild, hvoraf bestanden er genoprettet efter et større sammenbrud i slutningen af 1960'erne. Sildefiskeriet har været underlagt kraftige restriktioner, således at der i 1970'erne stort set ikke blev fanget sild. Nu ligger den årlige kvota på 1,5 mio. tons. Nyligt indgåede aftaler mellem de største fiskerinationer om samlede tilladte fangstmængder og kvoter (ICES, 1997) giver håb om, at sildebestanden nu vil blive forvaltet på en mere ansvarlig måde.

De pelagiske bestande i havet omkring Island har det også godt (ICES, 1997). Inden for det seneste årti nåede en del bestande af bundfisk på den islandske sokkel et historisk lavpunkt, men ved kraftig regulering har det øjensynlig været muligt at vende udviklingen, så bestandene af torsk og visse andre arter igen er voksende (ICES, 1996).

#### *Nordsøen*

Nordsøen indeholder mange forskellige fisk til konsum eller industriformål (fiskemel og -olie). De samlede årlige fangster er vokset fra ca. 1 mio. tons i begyndelsen af dette århundrede til 1,8-2,8 mio. tons i de seneste 15 år. Fangsterne domineres i dag af industrifisk. Landingen af pelagiske arter svinger meget, mens landingen af bundfisk er faldende (ICES, 1996).

De fleste af de fiskebestande, der udnyttes erhvervsmæssigt, er i en alvorlig forfatning. Bestanden af makrel er kollapsede og viser ikke tegn på bedring. Den væsentligste undtagelse er industrifisk, som formentlig kan holde til fiskeri på de nuværende niveauer. Erhvervsfiskernes bifangster er imidlertid ved at tynde ud i bestandene af fiskearter, som ikke er mål for fiskeriet. I 1995 og 1996 skete en vis reduktion af fiskerflåden.

### Østersøen

Forholdene i Østersøen styres af stor tilgang af ferskvand fra de omgivende lande og kraftige men få udskiftninger af havvand, især om vinteren. De store tilførsler af næringsstoffer kombineret med stagnation og manglende tilgang af vand fra Nordsøen påvirker hele

**Figur 10.11 Yngelbiomasse og landinger i de større regionale havområder, 1980-95**

Østersøen mio. tons	Barentshavet	Sortehavet	Middelhavet
Nordsøen mio. tons	Norskehavet	Havet omkring Island	Vest for UK
landinger yngelbestand			

**Note:** Yngelbestanden er lig med summen af biomasserne for de vigtigste kommercielt udnyttede fiskebestande, som er genstand for vurdering

**Kilder:** ICES, FAO

Østersøen, og de fleste af de dybe bassiner er anoxiske. Dette truer torskebestanden, som yderligere er svækket som følge af overfiskning. Østersø laksen, der formentlig på grund af organisk chlorerede forbindelser har været ramt af svigtende reproduktionsevne siden 1970'erne, er også truet (ICES, 1994).

#### *Havområdet vest for De Britiske Øer*

Dette havområde er gydeplads for to pelagiske arter, blåhvilling og makrel, som begge finder deres føde i Norskehavet og Nordsøen. Hvert år fanges over 1 mio. tons blåhvilling og makrel. Makrelbestanden er siden begyndelsen af 1970'erne faldet fra ca. 4 mio. tons til ca. det halve og menes nu at være på det laveste niveau siden 1972. Skøn over bestanden af blåhvilling varierer fra ca. 2 mio. til ca. 5 mio. tons, og yngelbestanden forventes at vokse (ICES, 1997). Bestanden af torsk og kulmule ligger tæt på den biologisk forsvarlige grænse.

#### *Biscayabugten og de iberiske have*

Det iberiske område langs den østlige Atlanterhavssokkel er meget produktivt, fordi varme, næringsrige vandmasser bringes op til overfladen. Området indeholder en lang række kommercielt og ikke-kommercielt udnyttede fiskearter.

Kulmulebestanden er faretruende lille og kan næppe genoprettes, hvis fiskeriet fortsætter i det nuværende omfang. Sardinbestanden har i mange år været faldende og ligger nu på et meget lavt niveau, under de biologisk forsvarlige grænser.

Igennem de seneste 10 år har makrelfangsterne og -bestandene været forholdsvis stabile (ICES, 1996).

#### *Middelhavet*

Dårlige statistikker gør det vanskeligt at følge fiskenes bevægelser og vurdere bestandene. Der er tegn på, at bundfiskene overfiskes. Også de pelagiske fiskearter er udsat for overfiskning, men udnyttelsen af små pelagiske fisk såsom sardiner og ansjoser i det østlige Middelhav menes dog at ligge inden for biologisk forsvarlige grænser. Situationen for større pelagiske arter som f.eks. tunfisk og sværdfisk vækker bekymring. Der fanges store mængder ikke fuldt udviklede fisk, og der er tegn på, at bestandene er faldende.

#### *Sortehavet*

Fangsterne af sortehavsfisk voksede indtil 1985-86 for derefter at falde brat. På den nordvestlige sokkel faldt fangsterne af ansjoser til højst en tiendedel af det tidligere niveau, og efter 1989 er fiskeriet af ansjoser i Azov-havet fuldstændig ophørt.

Denne kollaps i fiskeriet har sammenhæng med såvel overfiskning - fiskerflåden voksede fra 1 800 fartøjer i 1976 til 4 000 fartøjer i 1995 (GEF/BSEP, 1997) - som faldende vandkvalitet. Siden begyndelsen af 1990'erne er bestandene af de fleste små pelagiske fiskearter, herunder ansjoser, blevet delvis retableret (GEF/BSEP, 1997).

#### **10.4.2. Indsats og udsigter**

EU's fælles fiskeripolitik er den mest betydende fiskeripolitik i Europa og har som sit primære mål en tilpasning af kapaciteten til de tilgængelige ressourcer.

Overkapaciteten i EU's fiskerflåde betragtes som den isoleret set største hindring for en overgang til bæredygtigt fiskeri. Til løsning af problemet er der udarbejdet en række flerårige udviklingsprogrammer (FUP'er), som mellem 1991 og 1996 har medført et 15% fald i tonnagen. I 1997 blev der aftalt nye mål for år 2002: 30% reduktion for den del af flåden, der fisker efter "udryddelsestruede" arter (f.eks. torsk i Nordsøen), 20% reduktion for den del af flåden, der fisker efter



"overfiskede" arter (f.eks. sværdfisk i Middelhavet) og med visse undtagelser nulvækst i fiskeri af øvrige arter.

Den fælles fiskeripolitiks vigtigste styringsinstrument til begrænsning af fiskeriet er ordningen med "samlede tilladte fangstmængder". Ordningen anvendes sideløbende med tekniske foranstaltninger, der skal påvirke valg af fiskeriform, f.eks. ved at begrænse masketørrelserne. Effektiviteten af disse foranstaltninger begrænses dog dels af, at de anvendes i forbindelse med blandet fiskeri, dels af manglen på oplysninger om mange bestandes tilstand (dette gælder især bestandene af bundfisk og små pelagiske fisk i Middelhavet). Kvoteordninger sætter alene en grænse for lovlige landinger. Kvoter forhindrer ikke bifangster af uønskede fisk eller af andre arter, ligesom de ikke forhindrer fisk i at blive landet ulovligt som "sorte" fisk. På grund af manglerne i de nuværende ordninger er man begyndt at gøre kontrollen med fartøjernes fiskeriindsats mere effektiv.

I Østersøen bliver de samlede tilladte fangstmængder og de nationale kvotetildelinger fastsat af Den Internationale Baltiske Fiskerikommission. Helsinki-Kommissionen gav i 1997 høj prioritet til en fortsat styrkelse af de eksisterende regler til sikring af, at den bedste tilgængelige teknologi og bedste miljøpraksis anvendes. Helsinki-Kommissionen udvidede og skærpede også flere af sine henstillinger.

Middelhavslandene har deres egne nationale fiskeripolitikker. EU koordinerer politikkerne for sine medlemmer under hensyntagen til drøftelserne i Det Almindelige Råd for Fiskeri i Middelhavet. På nationalt og internationalt plan fokuseres der mere på f.eks. licenskontrol og tilskud end på kvotekontrol. Især på grund af dårlige statistikker og manglende samordning er der alvorlig mangel på oplysninger om bestandenes tilstand.

I Sortehavet er der ingen kvote- eller indsatskontrol, ligesom der ikke er truffet internationale aftaler om fiskeriets omfang. Selv om fiskerflåden er blevet mindre i den nordlige del af Sortehavet som følge af manglende midler til vedligeholdelse, er investeringer i fiskerflåden (som nu opererer med tab) dog en konstant trussel. Der er også frygt for en hurtig udvidelse af fiskeopdrættet for at dække efterspørgslen, uden at man af den grund træffer de nødvendige beskyttelsesforanstaltninger.

Indsatsen omfatter også en FN-konvention om fælles fiskebestande (Convention on Straddling and Highly Migratory Fish Stocks), som forventes at redde ca. 10% af de samlede internationale fiskebestande, som fanges ved højsøfiskeri, samt fiskebestande, der er fælles for flere lande. I 1995 blev der på en FN/FAO-konference vedtaget en frivillig adfærdskodeks om "ansvarligt fiskeri".

Forbrugerne har sammen med visse ikke-statslige organisationer stillet krav om bæredygtigt fiskeri. Efter en række kampanjer gennemført af ikke-statslige organisationer, især Greenpeace, er forbrugerne blevet mere opmærksomme på fiskebestandenes størrelse. I 1996 oprettede Verdensnaturfonden og Unilever et uafhængigt organ (Marine Stewardship Council), bl.a. med henblik på at fremme markedsstyrede løsninger gennem mærkning af fiskeriprodukter.

Det fremgår klart af ovenstående, at de eksisterende kontrolpolitikker og -foranstaltninger enten er utilstrækkelige eller ikke gennemføres tilstrækkeligt effektivt, og at der kræves en yderligere indsats, hvis man vil opnå en bæredygtig fiskeriindustri i Europa.

### 10.5. Ændringer i kystområderne og kystforvaltningen

Kystområderne i Europa er vigtige økonomiske og økologiske aktiver, som tiltrækker en lang række menneskelige aktiviteter. Der bor ca. 120 millioner mennesker i byområderne ved kysterne, og tallet stiger fortsat. Resultatet er øget konkurrence om begrænsede ressourcer samt forurening, ødelæggelse af levesteder og erosion af kysterne. Problemerne forværres af det fortsatte pres på kystområderne, som ønskes udlagt til boliger, industri, turisme, fiskeri og andre formål. Tabel 10.4 giver et overblik over udviklingen for forskellige erhvervssektorer i de europæiske kystområder.

Industri, transport (inkl. søtransport og havne) samt urbanisering har store konsekvenser for miljøet i alle dele af Europa (kort 10.2). Turisme og fritidsaktiviteter har væsentlige konsekvenser for Middelhavet og den sydvestlige del af Østersøen. I floddeltaer i Middelhavsområdet ødelægges levesteder og plantevækst, ligesom dyrelivet forstyrres (kort 10.3).

Kystlandskabernes sårbarhed over for denne udvikling afhænger af kystens karakter, af de særlige levesteder på kysten og af arten af påvirkninger. Kystsletter er generelt mere sårbare end klippefyldte kyster, ligesom kyster med ringe tidevandshøjde er mere sårbare end kyster med kraftigt tidevandshøj

flodhøjde, især hvad angår forurening og ændringer af de hydrologiske betingelser for overflade- og grundvand (CZM Centre, EUCC, 1997).

Kystområder er dynamiske og ofte udsat for erosion (Bird, 1986). Det er også kystområderne, der mest sandsynligt

**Tabel 10.4 Oversigt over udviklingen inden for de forskellige samfundsøkonomiske sektorer i EU's kystområder**

Sektorer	Industri	Energi	Urbanisering	Turisme & fritidsaktiviteter	Transport	Skibsfart & havne	Fiskeri	Landbrug
Kystområde								
Østersøen	0	+	+	++	++	++	-	0
Nordsøen	0	+	++	+	++	+++	--	-
Atlantbuen	0	+	+	+	++	0	--	-
Middelhavet	0	0	+++	+++	+++	++	--	-

+ ++ +++ mindre, moderat, større vækst

0 stabilisering eller uklare tendenser

- - - mindre, moderat tilbagegang

**Kilde:** EEA, ETC/MC

påvirkes af følgerne af klimaændringer (Watson m.fl., 1995), især ændringer i de hydrologiske kredsløb og ikke mindst de stigende vandstande i havene. I box 10.4 beskrives en række andre miljøproblemer i kystområderne.

En bæredygtig udvikling af kystområder er i høj grad et spørgsmål om planlægning af arealanvendelsen og den regionale udvikling, men de fysiske, biologiske og kemiske processer spiller også ind. Den i det foregående afsnit beskrevne udvikling

**Kort 10.2 Urbaniseringens forventede trussel mod forskellige typer kystlandskaber**

Urbaniseringens forventede trussel mod forskellige typer kystlandskaber

1:20 000 000

mindre	klipper	<u>tidevandfod</u> højde indtil 1 m
moderat	sletter	<u>tidevandfod</u> højde 1-2 m
væsentlig		<u>tidevandfod</u> højde over 2 m
større		

**Kilde:** EEA, ETC/MC

i miljøkvalitet og fiskebestande og politikernes eventuelle reaktioner herpå kan få store konsekvenser for de lokalsamfund, der er meget afhængige af turisme og fiskeri. Mange kystproblemer er endvidere af grænseoverskridende karakter (vandkvalitet og ferskvandsforsyning, fiskeri, turisme, ødelæggelse af levesteder og forurening), hvilket kræver strategisk planlægning. Resultatet er det nye koncept "integreret forvaltning af kystområder" (ICZM). Selv om

**Kort 10.3 Turismens og friluftaktiviteternes forventede trussel mod forskellige typer kystlandskaber**

Turismens og friluftaktiviteternes forventede trussel mod forskellige typer kystlandskaber

1:20 000 000

mindre	klipper	<u>tidevand</u> flodhøjde indtil 1 m
moderat	sletter	<u>tidevand</u> flodhøjde 1-2 m
væsentlig		<u>tidevand</u> flodhøjde over 2 m
større		

**Kilde:** EEA, ETC/MC

det er almindelig anerkendt, at der er behov for en sådan integrering, forløber implementeringen af ICZM-programmerne i de fleste europæiske lande meget langsomt. Mange af de data, der er nødvendige for at udvikle sådanne programmer, foreligger enten ikke eller er ofte uegnede som grundlag for sammenligninger (WCC'93, 1993). Hvad angår Østersøområdet vedtog Østersølandenes ministre på deres fjerde ministerkonference i oktober 1996 en række fælles henstillinger om kystplanlægning. Andre områder (f.eks. Sortehavet, Middelhavet) mangler en sammenhængende ICZM-strategi.

Adskillige EU-initiativer tager sigte på gennemførelse af en bæredygtig udvikling i kystområder. Som led i et europæisk demonstrationsprogram (GD XI) er der iværksat en undersøgelse om gennemførelsen af integrerede forvaltnings- og samarbejdsprocedurer i 35 kystområder. Som et led i LACOST-projektet skal der ud fra data indsamlet ved fjernmåling udarbejdes kvantitative skøn over de ændringer, der i perioden 1975-95 er sket i kystområder med hensyn til plantedække og arealanvendelse.

I betragtning af de store forandringer, der for tiden sker i nogle af Europas kystområder, vil det dog være uklogt at udskyde initiativer omkring den integrerede forvaltning af kystområder, indtil alle data foreligger i et ensartet format. Bedre kystplanlægning på nationalt plan kan umiddelbart bidrage til den integrerede forvaltning af kystområder.

### **Referencer**

AMAP (1997). A State of the Arctic Environment Report. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Assessment Report, Chapter 10, Petroleum hydrocarbons. 145-158 sider.

Ambio (1990a). Special Issue No 3: Marine Eutrophication, bind 19, 1990.

Ambio (1990b). Special Issue No 7: Current Status of the Baltic Sea, 1990.

Baden S.P., Loo, L.O., Phil, L., Rosenberg, R. (1990). Effects of eutrophication on benthic communities including fish: Swedish west coast. I *Ambio*, nr. 19(3), s.113-122.

BAWG (1997). Annual report on aerial surveillance 1996. Bonn Agreement for Cooperation in dealing with Pollution of the North Sea by Oil and other Harmful Substances. Report 97/3/2-E.

Bayona, J.M., og Maldonado, C. (under udarbejdelse.). State of knowledge of petroleum hydrocarbons in the Black Sea region. (Ikke-offentliggjort manuskript).

Belin, C. (1993). Distribution of *Dinophysis* spp. and *Alexandrium minutum* along French coasts since 1984 and their DSP and PSP toxicity levels. I *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea*. Red.: T.J. Smayda og Y. Shimizu, Y.. Amsterdam, Nederlandene, Elsevier 1993, bind 3, s. 469-474.

#### **Box 10.4: CoastWatch Europe's undersøgelser**

CoastWatch Europe (CWE)-nettet har hvert efterår siden 1989 gennemført en omfattende undersøgelse af Europas kyster, som giver oplysninger om kyster, spildevandsudledninger, affald, forurening og ødelæggelse af levesteder. Undersøgelserne har bl.a. givet følgende resultater:

##### **Olie og tjære på kysten**

Fra 1989 til 1995 blev der for olie (ethvert flydende kulbrinteprodukt) registreret pletvis forurening i mellem 10,8% og 15,0% af de undersøgte enheder (1 enhed = 500 m kyst fra lavvandsmærket til baglandet), mens tallene for tjære (ethvert fast kulbrinteprodukt) lå mellem 8,6% og 16,4%. Ingen klare tidsmæssige tendenser blev påvist.

##### **Olieindsmurte fugle**

I 14 lande registrerede man det gennemsnitlige antal olieindsmurte fugle pr. 50 km kyst. I 1994 var antallet højest i Spanien (28) efterfulgt af Litauen (20), Polen (15), Nederlandene og Portugal (10 i hvert land) samt 6 og 0 andre steder. Der er ingen sammenhæng mellem antallet af olieindsmurte fugle og den observerede mængde af olie og tjære på kysten, formentlig fordi mange af havfuglene slet ikke befinder sig på kysten under et lokalt udslip.

##### **Affald**

Det meste af affaldet i hav- og kystmiljøet stammer sandsynligvis fra skibe (IMPACT, 1997). Internationale aftaler, der er ratificeret af mange lande, synes ikke at have forbedret situationen. Meget af det fundne affald (f.eks. byggeaffald) transporteres til kysten af floder og indre vandveje eller anbringes bevidst på kysten som led i officielle eller uofficielle foranstaltninger til bekæmpelse af erosion. Gamle dæk benyttes også til bekæmpelse af erosion, hvilket sikkert delvis forklarer tilstedeværelsen af brugte dæk på 12-18% af de undersøgte områder. Der synes ikke at være klare tidsmæssige tendenser.

Belin, C., Berthome, J.P., Lassus, P. (1989). Dinoflagelles toxiques et phenomenes d'eaux colorees sur les cotes francaises: Evolution et tendances entre 1985 et 1988. I *Hydroecol. Appl.* nr. 1-2, s. 3-17.

Belin, C., Beliaeff, B., Raffin, B., Rabia, M., Ibanez, F., Lassus, P., Arzul, G., Erard Le Denn, E., Gentien, P., Marcaillou Le Baut, C. (red.) (1995). Phytoplankton time-series data of the French phytoplankton monitoring network: Toxic and dominant species. Proliferation d'Algues Marines Nuisibles. Paris, France, Lavoisier, 1995, s. 771-776.

Bernhard, M. (1988). Mercury in the Mediterranean. UNEP-REG.-SEAS-REP.-STUD. 1988, nr. 98, 147 sider, J. P. Bethoux, P. Morin, C. Madec, B. Gentilli, 1992. Phosphorus and nitrogen behaviour in the Mediterranean Sea. I *Deep Sea Res.*, nr. 39, s. 1641-1654.

Bird, Eric C.F. (1986). *Coastline Changes – a Global Review*, J. Wiley & Sons. ISBN 0-471-90646-8.

Bodenau, N. (1992). Algal blooms and the development of the main phytoplanktonic species at the Romanian Black Sea littoral in conditions of intensification of the eutrophication process. *Marine Coastal Eutrophication*. Red.: Vollenweider, R.A., Marchetti, R. og Viviani, R. Elsevier, 1310 sider.

Brown, J., Kolstad, A.K, Lind, B., Rudjord, A.L., Strand, P., (1998). Technetium-99, Contamination in the North Sea and in Norwegian Coastal Areas 1996 and 1997. NRPA report 1998:3. Norges Institut for Strålebeskyttelse, Østerås, Norway.

Cociasu A., Dorogan, L., Humborg, C., og L. Popa (1996). Long Term Ecological Changes in Romanian Coastal Waters of the Black Sea. *Marine Pollution Bulletin*, nr. 32, s. 32-38.

CZM Centre, EUCC, R.A. (1997). *Threats and Opportunities in the Coastal Areas of the European Union, 1997*. Styrelsen for Fysisk Planlægning under Ministeriet for Boliger, Fysisk Planlægning og Miljø, Nederlandene.

GEF/BSEP (1997). *Global Environment Facility Black Sea Environment Programme. Black Sea Transboundary Diagnostic Analysis*. United Nations Development Programme. New York, 1997, 142 sider.

GESAMP (1990). *The State of the Marine Environment*. IMCO/FAW/UNESCO/WMO/IAEA/UN/UNEP, Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution (GESAMP). I *Reports and Studies* nr. 39.

GESAMP (1993). *Impact of oil and related chemicals and wastes on the marine environment*. IMCO/FAW/UNESCO/WMO/IAEA/UN/UNEP, Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution (GESAMP). I *Reports and Studies* nr. 50.

Gomoiu, M.T. (1992). Marine eutrophication syndrome in the north-western part of the Black Sea. I *Marine Coastal Eutrophication*. Red.: R.A. Vollenweider, R. Marchetti og R. Viviani. Elsevier, 1310 sider.

Graneli, E., Wallstrom, K., Larsson, U., Graneli, W., Elmgren, R. (1990). Nutrient limitation of primary production in the Baltic sea area. I *Ambio*, nr. 19(3), s. 142-151.

HELCOM (1996). *Third Periodic Assessment of the Marine Environment of the Baltic Sea, 1989-1993*. Background document. *Balt. Sea Environ. Proc.*, nr. 64B.

ICES (1994). *Report on the study group on occurrence of M-74 in fish stocks*. International Council for Exploration of the Seas, Report C.M. 1994/ENV, nr. 9.



ICES (1996). The 1996 Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management. International Council for Exploration of the Seas, Coop. Res., Rep. nr. 221.

ICES (under trykning). The 1997 Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management. International Council for Exploration of the Seas.

IMPACT (1997). Litter in the marine environment: a serious international problem where joint action is urgently needed. Overview document submitted by Sweden. OSPAR for the prevention of marine Pollution Working Group on Impacts on the Marine Environment (IMPACT), Berlin, 22-24. oktober, 1997, 30 sider.

Leppakoski, E., Mihnea, P.E. (1996). Enclosed Seas under man-induced Change: a Comparison between the Baltic and Black Seas. I *Ambio*, nr. 25, s. 380-389.

Leppänen, J.M., Hällfors, S. og Rantajärvi, E. (1995). Phytoplankton blooms in the Baltic Sea in 1995. HELCOM EC6 Document.

- Margottini, C. og Molin, D. (1989). Fenomeni algali nel Mar Adriatico in epoca storica. R.T. Amb., ENEA.
- Mee, L.D. (1992). The Black Sea in Crisis: a Need for Concerted International Action. I *Ambio*, nr. 21, s. 278-285.
- Montanari, G., Nespoli, G., Rinaldi, A. (1984). Formazione di condizioni anossiche nelle acque marine costiere dell'Emilia-Romagna dal 1977 al 1982. I *Inquinamento*, nr. 11, s. 33-39.
- Moore, J.W. og Ramamoorthy, S. (1984). Heavy Metals in Natural Waters. Applied Monitoring and Impact Assessment. Springer-Verlag, Berlin. 268 sider.
- North Sea Task Force (1993). North Sea Quality Status Report 1993. Oslo and Paris Commissions, London. Olsen & Olsen, Fredensborg, Danmark, 132+vi sider.
- OLF (1991). Discharges to the Sea. The Norwegian Oil Industry Association (OLF) Environmental Program, Report Phase I, Part B, Stavanger, Norge, 72 sider.
- Olsson, M., Andersson, O., Bergman, A., Blomkvist, G., Frank, A., Rappe, C. (1992). Contaminants and diseases in seals from Swedish waters. I *Ambio*. 1992, nr. 21(8), s. 561-562.
- Polat og Turgul (1995). Chemical exchange between the Mediterranean and the Black Sea via the Turkish straits. Bull. Inst. Ocen. Monaco, ICSEM vol. on Dynamics of the Mediterranean straits.
- Rinaldi, A., Montari, G., Ghetti, A. og Ferrari, C.R. (1993). Anossie nelle acque costiere dell'Adriatico Nord-occidentale. Loro evoluzione e conseguenze sull'ecosistema bentonico. *Biologia Marina, Suppl. Notiziario SIBM*, nr. 1, s. 79-89.
- Rosenberg, R., Elmgren, R., Fleischer, S., Jonsson, P., Persson, G., Dahlin, H. (1990). Marine eutrophication, Case Studies in Sweden. I *Ambio*, nr. 19(3), s.102-108.
- SFT (1996). Environmental surveys in the vicinity of petroleum installations on the Norwegian shelf. Report for 1994. Statens Forureningskontrol, Norge, rapport nr. 96:15, 72 sider.
- SFT (1997). Environmental surveys in the vicinity of petroleum installations on the Norwegian shelf. Report for 1995. Statens Forureningskontrol, Norge, nr. 97:13, 60 sider.
- UNEP (OCA)/MED (1996). Assessment of the state of Eutrophication in the Mediterranean Sea. UNEP(OCA)/MED WG. nr. 104, 210 sider.
- UNEP (1996). The state of the Marine and Coastal Environment in the Mediterranean Region. MAP Technical Report Series 100. UNEP, Athen. 142 sider.
- Watson, M.C., Zinyowera, R., Moss (red.) (1995). Climate Change, Impacts, Adaptation and Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group II to the Second Assessment Report of the IPCC. R. T. ISBN 0-521-56437-9.
- WCC '93 (1993). Preparing to Meet the Coastal Challenges of the 21st Century. Report of the World Coast Conference, Noordwijk 1-5 November 1993. Ministeriet for Transport, Offentlige Arbejder og Vandforvaltning, Haag, Nederlandene.
- Yilmaz, A., Yemenicioglu, S., Saydam, C., Turgul, S. Basturk, O. og Salihoglu, I. (1995). Trends of pollutants in the north-eastern Mediterranean southern coast of Turkey. (Forelagt FAO i 1995 som kapitel til en kommende bog).



## 11. Jord og jordkvalitet

(In margin: Hovedkonklusioner)

Der er identificeret mere end 300 000 potentielt forurenede grunde i Vesteuropa, og det anslås, at det samlede tal for hele Europa er langt højere.

Selv om et af punkterne i Miljø for Europa-programmet er kortlægning af forurenede grunde, har en lang række lande endnu ikke et fuldstændigt overblik over situationen. Manglen på fælles definitioner gør det vanskeligt at vurdere problemets omfang. Europa-Kommissionen er i gang med at udarbejde en hvidbog om miljøansvar. For at komme videre vil det formentlig være nødvendigt at finde frem til fælles definitioner. De fleste vesteuropæiske lande har fastlagt retlige rammer for at forebygge fremtidige uheld og rense de eksisterende forurenede grunde.

I Østeuropa er det alvorligste problem forurening af jorden omkring nedlagte militærbaser. Størstedelen af de østeuropæiske lande har påbegyndt en vurdering af problemerne. Imidlertid har mange CØE-lande og NIS-lande endnu ikke tilvejebragt de nødvendige retlige og finansielle rammer til håndtering af problemet med de forurenede grunde.

Et andet alvorligt problem er de store arealer, der forsegles og derved går tabt i forbindelse med byggeri af f.eks. industrivirksomheder og transportinfrastrukturer (forsegles), somøg således begrænser kommende generationers mulighed for frit at vælge, hvorledes de vil anvende arealerne.

Jorderosion er et voksende problem. Omkring 115 mio. hektar er udsat for vanderosion og 42 mio. hektar for vinderosion. Problemet er størst i Middelhavsområdet på grund af detssårbare miljøer her, men problemet eksisterer også i de fleste andre europæiske lande. Afvandringen fra landområder og skovbrande forstærker især i marginale områder jJorderosionen forstærkes af afvandringen fra landområder og skovbrande, især i marginale områder. Mange steder mangler man en strategi for bekæmpelse af den ffremadskridende-orøgede jorderosion, f.eks. gennem nyplantning af skov.

Et næsten 4 mio. hektar stort areal er ramt af tilsaltdannelsening, fortrinsvis i Middelhavslandene og Østeuropa. Dette skyldes, først og fremmest på grund af overudnyttelse af vandressourcerne i forbindelse medtil kunstvanding i landbruget, befolkningstilvækst, industriel udvikling, urbanisering og stigende turisme i kystområderne. De vigtigste følger heraf er for landbrugsområderne medfører dette lavere høstudbyttmindre afgrøder og nogle steder fuldstændig svigtende høst. Mange lande mangler strategier til bekæmpelse af øget saltdannelse i tilsaltningen af jorden.

Jorderosion og saltdannelsetilsaltning af jorden har øget risikoen for ørkendannelse i de mest sårbare områder, navnlig i Middelhavsområdet. Der foreligger kun få oplysninger om omfanget, men det er under alle omstændigheder nødvendigt med en større forebyggende indsats, eventuelt inden for rammerne af FN's konvention om bekæmpelse af ørkendannelse.

### 11.1. Indledning

Som det er tilfældet mange andre steder i verden er menneskelige aktiviteter som f.eks. landbrug, industri, urbanisering og turisme ved at ødelægge jordmiljøet i Europajordene i Europa ved at blive ødelagt af menneskelige aktiviteter som f.eks. landbrug, industri, urbanisering og turisme.

Selv om jord principielt er en fornyelig ressource, forløber de naturlige processer for jorddannelse meget langsomt. Det kan tage tusinder af år, før jord, der er ødelagt ved overudnyttelse mv., er fuldt ud gendannrestitueret. Selvom Ganske vist er jordproblemerne generelt er mindre alvorlige i Europa end i andre dele af verden, så findes dermen alligevel er store arealer med forurede grundei Europa udsat for lokal forurening, tilsaltdannelsening, kompaktionsammenpresning samt vand- og vinderosion.

Store jordarealer i Europa forsvinder hurtigt og for altid. F.eks. medførte urbanisering i 1970'erne  
årsag til store tab af potentielt produktivt land med:

Ca. 120 ha pr. dag i Tyskland, 35 ha pr. dag i Østrig og 10 ha pr. dag i Schweiz (Van Lynden, 1995).

I Vesteuropa er der identificeret over 300 000 potentielt forurenede grunde. Stigende saltkoncentrationer og pH påvirker 4 mio. ha jord, hovedsagelig i Middelhavslandene og Østlandene, er påvirket af stigende saltkoncentrationer og alkalinitet. I Europa trues ca. 115 mio. ha af vanderosion og 42 mio. ha af vinderosion. Der er eksempler på ørkendannelse, især i Middelhavsområdet med dets skrøbelige økosystemer ~~årbare miljø~~.

## 11.2. Forurenede grunde

De sidste 40 års voldsomme stigninger i affaldsmængden og udbredte brug af kemikalier har medført en række forskellige problemer med jord. Hovedkilder til forurening af jord er:

- uhensigtsmæssig eller ulovlig dumpning af affald;
- forkert håndtering af farlige stoffer (f.eks. spild, uhensigtsmæssig opbevaring);
- nedlæggelse af industri-, militær- og mineområder;
- uheld.

I box 11.1. er vist eksempler på konsekvenserne.

### 11.2.1. Problemets omfang

De forskellige europæiske landes data om forurenede grunde er uensartede og kan reelt ikke sammenholdes. I nogle EU-lande (f.eks. Tyskland og Belgien) findes ikke engang nationale data, idet al koordinering sker på regionalt plan. Uden fælles europæiske definitioner på forurenede grunde er det vanskeligt at vurdere problemets omfang. Da EU overvejer at støtte oprensingsarbejdet, er det vigtigt hurtigt at vedtage fælles definitioner.

Tabel 11.1, ~~der for 14 vesteuropæiske lande og 4 CØE-lande~~ viser antallet af identificerede forurenede grunde og antallet af potentielt forurenede grunde, giver et indtryk af problemets omfang for 14 vesteuropæiske lande og 4 CØE-lande.

**Box 11.1: Konsekvenser af forurenede grunde - udvalgte europæiske eksemplertilfælde i Europa**

**Østrig:** I 1993 blev man klar over, at et traditionelt anlæg til forarbejdning og genvinding af metal i provinsen Kärnten udgjorde en trussel for menneskers sundhed og miljøet, og at øjeblikkelige foranstaltninger var nødvendige. Anlægget havde været i drift i over 100 år og havde i hele den periode håndteret farlige stoffer. Aktiviteterne involverede en række store smelteovne og affaldsdeponeringsanlæg. Blandt de alvorligste konsekvenser var høj koncentration af tungmetaller i grundvandet som følge af u hensigtsmæssig bortskaffelse af affald samt risiko for indtagelse af tungmetallstøv fra ubeskyttede lossepladser. I 1995 begyndte oprensningen, som vil vare indtil 2002 og koste ca. 37 mio. ECU (UBA, 1997).

**Estland:** Ved den tidligere sovjetiske flådebase i Paldiski er et nedlagt u-bådstræningscenter og en torpedofabrik blevet identificeret som værende to af en række hovedkilder til den voldsomme forurening på stedet. I havnebassinet har man fundet affald af meget forskellig art og mange skibsvrag, ligesom der er målt et højt radioaktivt niveau i sedimenterne. Havneområdet er kraftigt forurenet af forskellige slags oplagrede materialer, især brændstof, kemikalier og torpedoer. U-bådstræningscentret, som omfatter to atomreaktorer, et kedelhus og et renseanlæg til spildevand, er radioaktivt forurenet af radioaktivt nedfald. Prisen for ad hoc-foranstaltninger blot til fjernelse af atomreaktorerne er anslået til mellem 55 mio. og 90 mio. ECU (UBA Berlin, 1997).

**Finland:** I 1987 blev der i Järvela i det sydlige Finland fundet høje koncentrationer (70-140 µg/l) af chlorphenoler i drikkepøstevandet. Efterfølgende fandt man i det dybtliggende grundvand mellem vandindvindingsanlægget og en savmølle, som producerede krydsfinér, spånplader og tømmer, koncentrationer af chlorphenol fra 56 til 190 µg/l. Fra 1940'erne til 1984 anvendte man især tetrachlorphenol mod blåsplintsvamp i tømmer. Forureningen af grundvandet havde også påvirket en nærliggende sø. Hos personer, som spiste fisk fra søen, fandt man en væsentligt forøget risiko for at pådrage sig non-Hodgkins sygdom (Lampi P., m.fl., 1992).

**Norge:** Fra 1993 og fremefter har man fundet høje koncentrationer af PCB, PAH og tungmetaller (kviksølv, bly, kobber og zink) i ca. 600 000 m<sup>2</sup> sediment i nærheden af flådestationen Hokonsvern i Bergen. Der blev ligeledes fundet høje koncentrationer af PCB'er i fisk og krabber, hvilket førte til en henstilling om at undgå at spise fisk og skaldyr fra området. Oprensningsarbejdet vil senest i 1998 have halveret forureningsniveauerne i området. Restriktionerne på udnyttelse af fisk i området vil fortsat gælde fra 1998 og 10 år frem (Forsvarets Bygningstjeneste, 1996).

### 233 Jord og jordkvalitet

De fleste lande er først lige begyndt at kortlægge og registrere forurenede grunde. Hidtil har kun få lande, f.eks. Danmark, Schweiz og Tyskland, identificeret mere end to tredjedele af det forventede samlede antal forurenede grunde.

De fleste østeuropæiske lande har lignende problemer som de vesteuropæiske. Dette gælder især i områder med en lang tradition for sværindustri eller med nedlagte militærbaser. Indtil videre er der lagt mest vægt på vurdering af miljøskaderne



**Tabel 11.1 Tilgængelige data om antallet af forurenede eller potentielt forurenede grunde**

	Industrigrunde		Lossepladser		Militærområder	Potentielt forurenede		Forurenede grunde	
	<i>nedlagte</i>	<i>i drift</i>	<i>nedlagte</i>	<i>i drift</i>		<i>identificerede</i>	<i>i alt (skøn)</i>	<i>identificerede</i>	<i>i alt (skøn)</i>
Albanien	•	•	•	•				78	
Østrig	•	•	•	•	•	28 000	~80 000	135	~1 500
Belg/Flan.	•	•	•	•	•	4 583	~9 000		
Belg/Wall.	•	•	•	•		1 000	5 500	60	
Danmark	•	•	•		•	37 000	~40 000	3 673	~14 000
Estland	•	•	•	•	•	~755			
Finland	•	•	•	•	•	10 396	25 000	1 200	
Frankrig	•	•	•	•	•		300 000	895	

Tyskland	•	•	•	•	•	191 000	~240 000	
Ungarn	•	•	•	•	•		_____600 _____10 000	
Italien	•	•	•	•	•	-8 873	_____—1 251	
Litauen	•	•	•	•	•	~1 700		
Luxemb.			•	•		616	_____ 175	
Nederl.	•	•	•	•	•	110 000-120 000		
Norge	•	•	•	•	•	2 300		
Spanien	•	•	•	•	•	4 902	_____ 370	
Sverige	•	•	•	•	•	7 000	_____ 2 000	
Schweiz	•	•	•	•	•	35 000	50 000 _____~3 500	
UK							~100 000 ~10 000	

- Der er identificeret grunde af denne kategori

**Kilde:** EEA - ETC/S, 1997

**Tabel 11.2 Vurdering af tidligere sovjetiske militærbaser**

**Land - Tidligere sovjetiske baser - Areal (ha) - System. vurdering omfatter - Andre baser**

Tjekkiet	70		alle baser	2 400 nationale
Estland	1 565	81 000	alle baser	
Ungarn	171	46 000	alle baser	100 nationale
Letland	850	100 000	alle baser	
Litauen	275	67 762	alle baser	
Polen	59	70 000	alle baser	
Rusland.		12 800 000	udvalgte baser	

Slovakiet

18

udvalgte baser

---

**Kilde:** UBA Berlin, 1997



ved tidligere sovjetiske militærbaser. Tabel 11.2 giver en oversigt over igangværende vurderinger. I box 11.1 beskrives et typisk forureningsproblem ved en tidligere flådebase i Estland.

Tabel 11.3 viser de vigtigste forureningskilder og forurenende stofferkontaminanter i 11 østeuropæiske lande. I de fleste af disse lande er olieprodukter og tungmetaller de vigtigste forurenende stoffer, mens militærbaser og olieindustrien som oftest er de største forureningskilder.

### **11.2.2. Virkninger**

Forurening af jord kan på forskellige måder påvirke menneskers sundhed, økosystemerne og økonomien. Påvirkningerne kan skyldes:

- frigivelse af forurenende stoffer til jord, grundvand eller overfladevand;
- optagelse af forurenende stoffer i planter;
- menneskers direkte kontakt med forurenede jord;
- indånding af støvpartikler eller flygtige stoffer;
- brand eller eksplosion forårsaget af gasser fra lossepladser;
- korrosion af underjordiske rørledninger og andre byggekomponenter som følge af forurenede perkolat; skabelse af ugunstige jordforhold;
- strømme af sekundært farligt affald;
- konflikt med påtænkt arealanvendelse.

#### *Virkninger på grund- og overfladevand*

Vandopløselige og flygtige forurenende stoffer kan ved udveksling mellem jordporevand og grundvand trænge ned i grundvandet. Mobilitets- og eksponeringsgraden

**Tabel 11.3** Vigtigste forureningskilder og forurenende stoffkontaminanter i 11 CØE-lande

<i>Land</i>	<b>Vigtigste forureningskilder</b>			<b>Vigtigste forurenende <u>stoff</u>kontaminanter</b>
	<i>Industri</i>	<i>Bortskaffelse af affald</i>	<i>Militære områder</i>	
<b>Albanien</b>	olieindustrier, kemisk industri (PVC)	deponeringsanlæg for kemisk affald og metalaffald		olieprodukter, PVC, tungmetaller
<b>Bosnien-Hercegovina</b>			minefelter, krigsaktiviteter	tungmetaller
<b>Tjekkiet</b>			lækager i brændstofbeholdere	alle former for <u>forurenende stoffer</u> kontaminanter
<b>Estland</b>	olieskiferindustri		flyvepladser, skibsvrag og brændstoflagre ved tidligere sovjetiske baser	fenoler, brændstof i almindelighed
<b>Ungarn</b>	gasværker, olieindustri		tidligere sovjetiske baser i almindelighed	olieprodukter, tungmetaller, flygtige organiske forbindelser
<b>Letland</b>	benzintransport via vej og jernbane		tidligere sovjetiske baser i almindelighed	tungmetaller, flygtige organiske forbindelser, olieprodukter
<b>Litauen</b>	olieindustri, oplagring af pesticider	deponeringsanlæg i almindelighed	tidligere sovjetiske baser i almindelighed	olieprodukter, tungmetaller, organisk og bakteriologisk affald, forskellige kemikalier
<b>Polen</b>			brændstoflagre ved militærbasen	olieprodukter

**Rumænien**deponeringsanlæg for farligt  
affald**Rusland**tidligere sovjetbaser i  
almindelighed

olieprodukter, PCB'er

**Slovakiet**

emission fra industrien

affaldsdeponier

spild af brændstof ved  
-militærbaser

olieprodukter, tungmetaller

**Kilde:** EEA - ETC/S, 1997





**Tabel 11.4 Egenskaber ved typiske forbindelser, der forekommer i forurenede grundeområder**

Forbindelse	Toksikologi		Mobilitet og optagelse	Hovedanvendelser	Hovedkilder
Benzen	T	C	meget flygtigt og vandopløseligt, risiko for grundvand, risiko for indtagelse og indånding	fremstilling af aromatiske forbindelser ved syntese	kemisk industri
Trichlorethylen	Xn	C		meget brugt til affedtning	metalindustri, kemisk rensning af tekstiler
Phenol	T			fremstilling af organiske forbindelser ved syntese	kemisk industri, olieraffineringsindustri, gasværker
Cadmium		C	lav vandopløselighed, kan metaboliseres og ophobes i planter, indtagelse	batterier, korrosionsbeskyttelse, pigmenter til plastindustrien	mineområder, deponeringsanlæg
Bly	T		lav vandopløselighed, indånding af blystøv	batterier til biler	mineområder, deponeringsanlæg

**Note:** Forkortelser: T = Toksisk, Xn = Mindre Toksicitet, C = Kræftfremkaldende

**Kilde:** ROEMPP, 1996; EEA-ETC/S, 1997

varierer meget, afhængigt af det forurenende stoffekontaminant, lokale jordbundsforhold, receptor eller økosystem samt klima. Mange arter er mere følsomme end mennesker over for forurenende stoffekontaminanter, og sådanne arter kan påvirkes af specifikke forurenende stoffekontaminanter i koncentrationer, der er lavere end de fastsatte grænser for drikkevand til mennesker. Tabel 11.4 indeholder oplysninger om mobiliteten af visse vigtige forurenende stoffekontaminanter og om de væsentligste risici.

De mest mobile forurenende stoffer i jordenkontaminanter er chlorerede kulbrinter og olieprodukter. Forurenende stoffekontaminanter som f.eks. tungmetaller har en begrænset mobilitet, men kan dog under visse omstændigheder blive mere mobile. F.eks. er bly mere mobilt i surt miljø end i neutralt eller alkalisk miljø. Men med tiden kan alle forurenende stoffekontaminanter nå ned til de dybere grundvandsforekomster, som i et stort antal lande er den vigtigste kilde til drikkevandsforsyningen (se afsnit 9.2).

Vandforsyningsindvindingsanlæg har i mange tilfælde måttet opgive indvindingen på grund af forurening. Der foreligger kun spredte oplysninger om forurenede områders indvirkning på drikkevand. I mange dele af Østeuropa påvirkes drikkevandsressourcerne af brændstofudslip fra tidligere militærbaseer. En dansk undersøgelse af nedlukkede indvindingsanlæg i Danmark viste, at 17% af 600 brønde blev lukket som følge af jordforurening fra industrien, 60% på grund af landbruget og 23% på grund af overudnyttelse af grundvandet. De fleste lukninger i landdistrikter skyldtes i landdistrikter nitrater og i byområder organiske opløsningsmidler. (Se også box 11.1 - Finland).

### *Direkte eksponering*

Ændringer i arealanvendelsen kan medføre øget eksponering for forurenede jord. Førhen blev mange tidligere industriområder og lossepladser efterfølgende benyttet til andre formål som f.eks. boliger, skoler og rekreative formål. Risikoen ved indtagelse af jord eller hudkontakt med jord vokser med eksponeringshyppigheden og afhænger af forureningstype og toksicitet. Børn på legepladser anses for de mest sårbare og udsatte målgrupper.

Flygtige stoffer og jordpartikler (via støv) fra forurenede områder kan indåndes. For flygtige stoffer er typiske kilder tidligere olieforarbejdnings- eller olieoplagringsområder og for partikelformige stoffer anlæg med affald af tungmetaller fra nærliggende mine- og metalforarbejdningsområder (se box 11.1 - Østrig).

Andre risici inkluderer eksplosion som følge af metan fra tidligere deponeringsanlæg og eksponering for tetrachlorethylen i forbindelse med kemisk rensning.

Virkningerne ved indtagelse af jord og hudkontakt er i de fleste tilfælde hverken umiddelbart synlige eller målelige. Sammen med den manglende viden om dosis-effekt-forholdene bevirker det, at man sjældent råder over kvantificerede oplysninger om virkningen af direkte eksponering.

### *Ophobning i fødevarer*

Tungmetaller, især cadmium og kobber, ophobes let i planter. Dette sker ofte, når tidligere deponeringsanlæg genopdyrkes og bruges til landbrugsformål.

Forurening af overfladevand kan resultere i ophobning af forurenende stoffer kontaminanter i fisk. Chlorerede organiske forbindelser er, ligesom visse metaller som f.eks. kviksølv, særlig tilbøjelige til at blive optaget i fedtvæv hos fisk (box 11.1 - Norge).

### **11.2.3. Afhjælpende foranstaltninger**

#### *Strategi og lovgivning*

I de fleste europæiske lande sker forvaltningen af forurenede grunde på regionalt plan. I de senere år har erkendelsen af risiciene ved forurenede grunde imidlertid været voksende, og flere lande har iværksat programmer på nationalt plan med henblik på at udarbejde en omfattende forvaltningsstrategi.

På det seneste har de fleste lande i Vesteuropa fastsat regler, der skal forhindre fremtidige problemer i at opstå og fremme oprensningen af eksisterende forureninger. Forvaltningen af forurenede områder er undergivet forskellige former for lovgivning, f.eks. lovgivning om affald, beskyttelse af grundvand, miljøbeskyttelse i almindelighed og beskyttelse af jord. Kun få lande har indført særlig lovgivning om oprensning: Belgien/Flandern, Danmark, Nederlandene, de fleste af de tyske delstater samt Schweiz. Nogle lande har i stedet udarbejdet miljøhandlingsplaner (Spanien, Sverige og Finland), fordi specifik lovgivning enten endnu ikke er indført eller er under forberedelse.

I CØE har man især koncentreret sig om at vurdere miljøskaderne ved tidligere sovjetiske baser, og en række nationale programmer er blevet igangsat. I de fleste lande er reglerne om beskyttelse af jorden samt oprensning indeholdt i den almindelige miljølovgivning. En række lande har sat specifikke projekter i gang. Således har Ungarn for nylig lanceret et nationalt oprensningsprogram, mens der siden 1991 har eksisteret et prioriteret program for undersøgelse af tidligere sovjetiske militærbaser. Siden 1991 er gennemført en systematisk undersøgelse og klassificering af Litauens deponeringsanlæg som led i et fælles projekt mellem landets myndigheder og Miljøstyrelsen i Danmark. I Albanien blev der i 1996 med hjælp fra EU's PHARE-program udarbejdet en national plan for forvaltning af affald.

#### *Teknologi*

Ved oprensningen benyttes som regel konventionelle entreprenørmotoder som f.eks. etablering af indeslutningsbarrierer omkring det forurenede område eller opgravning og deponering uden for området (Visser m.fl., 1997). En anden metode, der er almindelig i en række lande, er at afdække området med forholdsvis uigennemtrængeligt materiale for at forhindre hudkontakt og reducere nedsvivning til grundvandet. Rensning af grundvand foregår som regel ved oppumpning og rensning af vandet på stedet. Mere avancerede teknikker som f.eks. *in situ*-teknikker benyttes sjældent, fordi resultaterne er mere usikre.

Den mest anvendte metode, opgravning af jord og deponering uden for området, resulterer i enorme mængder, ofte farligt, affald. For at begrænse denne sekundære affaldsproduktion, som kan øge eksponeringsrisikoen, er det på grund af det store antal forurenede områder nødvendigt at udvikle alternative teknologier til afhjælpning. En i Tyskland udviklet metode er at kategorisere den opgravede jord i forskellige genbrugskategorier, når dette er muligt (Hämman m.fl., 1997).

Især når der er tale om organiske opløsningsmidler som f.eks. tetrachlorethylen, har det i mange tilfælde vist sig utilstrækkeligt at rense grundvandet ved brug af oppumpnings- og rensemotoden. I dag fokuserer man i forsknings- og udviklingsarbejdet på udvikling af *in situ*-teknikker som f.eks. bio-remediering, rensning ved hjælp af luft og varmebehandling. Man håber herved at komme ud over de begrænsninger, der er ved de konventionelle metoder.

#### *Omkostninger*

Mange europæiske lande har forsøgt at beregne deres oprensningsomkostninger (tabel 11.5). Omkostningerne er imidlertid opgjort ud fra forskellige forudsætninger: nogle lande har beregnet de samlede oprensningsomkostninger, mens andre kun har beregnet omkostningerne for udvalgte prioriterede tilfælde. De fleste CØE-lande koncentrerer sig om at beregne omkostningerne ved oprensning på tidligere sovjetiske

baser. Selv om der er stor usikkerhed omkring tallene, giver de dog et rimeligt indtryk af problemets omfang og de enorme omkostninger, der er forbundet hermed.

#### *Finansiering*

I de fleste vesteuropæiske lande finansieres afhjælpningsforanstaltningerne over skatten. For at kunne øge de offentlige bevillinger til oprensingsarbejdet er der i Belgien/Flandern, Finland, Frankrig, Ungarn og Østrig indført særlige afgifter på affald eller brændstof (Visser m.fl., 1997). Det Forenede Kongerige har oprettet en offentlig jordforureningsorganisation, som yder lavt forrentede lån til oprensingsforanstaltninger, der skal fremme

saneringen af forladte, forfaldne og forurenede grunde og bygninger (English Partnerships, 1995). Af særlige initiativer kan også nævnes aftaler mellem industri og offentlige myndigheder. F.eks. i Nederlandene har industrien givet tilsagn om selv at rydde op på industrigrunde, mens regeringen på sin side har lovet ikke at gribe ind i de næste 25 år (Ulrici, 1995). I Danmark, Nederlandene, Sverige og Finland har olieindustrien accepteret at rense de forurenede områder. Indsatsen finansieres af et mindre tillæg til benzinprisen.

I CØE-landene stiller Tjekkiet, Estland, Den Tidligere Jugoslaviske Republik Makedonien, Litauen, Bulgarien og Slovakiet særlige miljømidler til rådighed som bidrag til finansieringen af oprensningen af de forurenede områder. Tjekkiet finansierer en del af omkostningerne ved at rense tidligere militærområder via privatiseringsforanstaltninger.

#### *Forebyggelse eller helbredelse?*

Mange europæiske lande har indført lovgivning med det mål at forhindre fremtidig forurening. Problemet med tidligere tiders forurening består imidlertid fortsat, og det vil derfor være nødvendigt at identificere, vurdere og rense et stort antal forurenede områder. Dette arbejde vil være meget omkostningskrævende og involvere en lang række specialuddannede personer. På grund af manglende midler er der formentlig mange grunde, der aldrig vil blive renset.

Tidligere erfaringer har vist, hvor vigtigt det er at begrænse eller undgå jordforurening f.eks. ved forbedrede affaldsforvaltningsprocesser, bedre kontrol med

**Tabel 11.5 Anslåede oprensningsomkostninger pr. land eller region**

Land	Omkostninger (mio. ECU)	Specificering/samlede omkostninger	Referenceår
Østrig	1 500	300 udvalgte prioriterede tilfælde	1994
Belgien - Flan.	6 900	samlede oprensningsomkostninger	1997
Tjekkiet	70-185	oprensning på tidligere Sovjetbaser	1997
Danmark	1 138	anslåede samlede oprensningsomkostninger	1996
Estland	4 400	oprensning på tidligere Sovjetbaser	1997
Finland	1 000	1 200 udvalgte prioriterede områder	1997
Tyskl./Bayern	2 500	anslåede samlede oprensningsomkostninger	1997
Tyskl./Sachsen-A.	1 000-1 300	storemfattende oprensninger	1995

Tyskl./Schleswig Hol.	100	26 prioriterede områder	1995
Tyskl./Thüringen	178	3 storomfattende projekter	1995
Ungarn	440	20% af 600 identificerede forurenede områder	1998
Italien	510	vedrører 1 250 udvalgte prioriterede områder	1997
Litauen	970	samlede oprensningssomkostninger	1997
Nederlandene	23 000-46 000	anslåede samlede oprensningssomkostninger	1995
Norge	375-500	700 udvalgte prioriterede områder	1997
Polen	2 100	oprensning på tidligere Sovjetbaser	1997
Rusland	34	pr. år for ad hoc-foranstaltninger ved tidligere Sovjetbaser	1997
Slovakiet	40	9 prioriterede militær-baser	1997
Spanien	800	rensning af 38 mio. m <sup>3</sup> jord og 9 mio. m <sup>3</sup> grundvand	1996
Sverige	3 532	anslåede samlede oprensningssomkostninger	1996
Schweiz	3 000-3 600	anslåede samlede oprensningssomkostninger	1997
UK	13 000-39 000	vedrører 10 000 ha forurenede arealer	1994

**Kilde:** EEA-ETC/S, 1997; UBA Berlin, 1997

udledninger fra industriprocesser og bedre sikkerhedssystemer med henblik på forebyggelse af uheld.

### 11.3. Vand- og vinderosion

I mange dele af Europa er jorderosion et stort og stadig voksende problem (Ernstsen m.fl., 1995; Blum, 1990). De seneste 50 års intensivning af landbruget har bidraget væsentligt til denne udvikling, især i Vesteuropa. Øget mekanisering, pløjning af stejle skrænter, manglende græs-vekslen mellem aafgrøderotation og græs, overgræsning og dræning har haft alvorlige følger. Fjernelse af læhegn, mure og indhegninger for at skabe større marker og bane vej for mere effektive driftsformer har også bidraget til problemet.

Alle europæiske lande er berørt af erosion i større eller mindre grad (Van Lynden, 1995). Ca. 115 mio. ha eller 12% af Europas samlede landarealer er påvirket af vanderosion, mens ca. 42 mio. ha eller 4% af de samlede arealer er påvirket af vinderosion (Oldeman m.fl., 1991) (kort 11.1). Som følge af en uhensigtsmæssig vandressourceforvaltning har 15% af alle kunstvandede jorder og 16% af alle dræned jorder i hele Rusland, inklusive den asiatiske del, lidt alvorlig skade (vandmætning, tilsaldannelsening, erosion) (Ruslands Ministerium for Naturbeskyttelse, 1996). Værst står det dog til i Middelhavsområdet, hvor vanderosion er det dominerende problem.

En enkelt kraftig nedbørshændelse i Middelhavsområdet kan som følge af vanderosion føre til tab af 20-40 tons/ha jord som følge af vanderosion. I ekstreme tilfælde når tabet op på over 100 tons/ha (Morgan, 1992). Erosionsprocessen forstærkes af en række særlige forhold i regionen, bl.a.:

- stejle skrænter;
- hyppige skybrud;
- reduktion af plantedækket gennem intensivt landbrug, ikke bæredygtigt skovbrug, overgræsning, brande m.m. (f.eks. industriel udvikling og urbanisering);
- store arealer med ringe dårlig jordbundsdannelse, som er meget udsat for erosion;
- regnperioder, der ikke er sammenfaldende med de perioder, hvor jorden er beskyttet af plantedække;
- mindre udbredelseindskrænkning af det ekstensive, bæredygtige landbrug;
- nedlæggelse af gårde grundet samfundsøkonomiske ændringer.

Som følge af skrøbelige jordbundsforhold er vanderosion i visse dele af Middelhavsområdet blevet et irreversibelt problem (Sanroque, 1987; Rubio, 1987; Van Lynden, 1995). Vanderosion er også et stort problem på lokalt plan i andre dele af Europa (f.eks. Irland, Island og Rusland), hvor kombinationen af flere faktorer (som f.eks. klima, jordbundsforhold og driftsformer) er med til at fremme tabet af jord. I Irland fører overgræsning af i områder med tørvejord og tørvegræs i perioder med voldsom regn og vind til erosion af tørv og andre materialer. I Island fører tidligere tiders næsten fuldstændige ødelæggelse af skovene samt overgræsning på det kuperede vulkaniske terræn til alvorlig jorderosion dels i perioder med voldsom regn/vind, dels ved oversvømmelser som følge af gletscherafsmeltning under vulkanudbrud. Store dele af Island er fuldstændig ødelagt af jorderosion.

Jordmediets sårbarhed over for vinderosion bestemmes af de samme faktorer, som er afgørende for vanderosion (Prendergast, 1983). Hertil kommer, at vinderosion fremmes af overdreven dræning (Van Lynden, 1995). I Europa er det navnlig humuslaget, der forsvinder ved vinderosion (Van Lynden, 1995).

Den geografiske fordeling af vinderosionen i Europa (kort 11.2) tyder på, at fysiske faktorer, især klima, er vigtigere end den menneskelige indflydelse, som derimod normalt gør sig kraftigt gældende ved vanderosion. Den udbredte og alvorlige vinderosion i den sydøstlige del af Europa og især på den russiske slette er



formentlig et resultat af kombinationen af et meget tørt fastlandsklima, sårbare jorder og uhensigtsmæssige driftsformer (Karavayeva m.fl., 1991). Vinderosion skaber også problemer i visse dele af Lapland, hvor sårbare jorder er delvis påvirket af menneskelige aktiviteter, som i form af f.eks. overgræsning ved sædedyrflække, skovbrug eller turisme.

Vinderosion kan også have en række indirekte virkninger, herunder:

- tildækning af den dyrkbare jord, i lavereliggende arealer der ligger lavere end de eroderede områder;
- forurening af overflade- og grundvand med sediment og kemiske stoffer (gødning og pesticider);
- reduktion af grundvandsmagasinerreserver;
- deposition af erosionsmateriale i

flodlejer, søer og kunstige reservoirer, hvilket øger risikoen for oversvømmelse og ændring af søernes pH-forholdsværdi til skade for fiskebestandene;

- eutrofiering af tilgrænsende økosystemer;
- skader på infrastrukturer som, f.eks. veje, jernbaner og luftledninger.

I box 11.2 sammenfattes hovedårsagerne til vand- og vinderosion i Europa.

#### 11.4. Ørkendannelse

Ifølge den definition, der blev opnået enighed om i Rio i 1992, og som blev optaget i FN's konvention til bekæmpelse af ørkendannelse, forstås man ved ørkendannelse en *“forringelse af jordbunden i tørre, halvtørre og subhumide områder, som følge af der skyldes forskellige faktorerårsager, herunder klimaændringer og menneskelige aktiviteter”* (UNCCD Interim Secretariat, 1997). Denne gradvise og selvforstærkende reduktion af jords evne til at opretholdebære plante- og dyreliv samt land- og skovbrug truer visse områder i

#### Kort 11.1 Vanderosion i Europa, 1993

Vanderosion

1:30 000 000

Tab af muldlag  
terrænændring

TDeformering af

meget kraftig

kraftig

moderat

let

ikke udfyldtN/A

Kilde: ISRIC

## 240 Europas miljø

Sydeuropa, inkl. Spanien, Grækenland, Portugal, Italien, Frankrig (Korsika), Malta og Cypern. De berørte områder har typisk begrænsede forsyninger af ferskvand samt et nedbørmønster, der varierer meget såvel geografisk som tidsmæssigt, med hyppige og gentagne tørkeperioder.

Store arealer i Middelhavsområdet, der er blevet dyrket igennem lang tid, er blevet ødelagt så alvorligt, at det ikke længere er lønsomt at dyrke dem. Dette fører til opgivelse af landjorden og affolkning.

Hovedkonsekvenserne af ørkendannelsen i den sydlige og sydøstlige del af Europa er:

- forringelse af jordens modstandsevne over for naturlige og menneskelige påvirkninger;
- formindsket plantevækst reduceret vegetation;
- reduktion formindskelse af vandressourcer (overflade- og grundvand) som følge af forøget hurtigere afstrømning samt øget sårbarhed over for negative påvirkninger (forurening, forsuring, tilsaldannelse);
- tab af landskabskvaliteter;
- tab af biodiversitet.

Ørkendannelse kan også indirekte på indvirke på det regionale klima og fuglenes trækvej emigration.

### **Kort 11.2 Vinderosion i Europa, 1993**

Vinderosion

1:30 000 000

Tab af muldlag

meget kraftig

kraftig

moderat

let

ikke udfyldt N/A

**Kilde:** ISRIC

De væsentligste årsager til ørkendannelsen i Syd- og Sydøsteuropa er på mange måder de samme som for jorderosion. Oftest er det således erosionen i sig selv og den fysiske og kemiske forringelse af jorden som følge af menneskelig belastning, der sammen med klimatiske forhold er hovedårsagerne til ørkendannelsen. Ørkendannelsen kan imidlertid ikke alene tilskrives den nyere tids teknisk-miljømæssige udnyttelse, selvom der er klare beviser på, at udnyttelsen er blevet intensiveret i løbet af de seneste årtier (Pérez-Trejo, 1992). De grundlæggende problemer er menneskets langvariggentagne og gentagne ødelæggelse af plantedækketvegetationen igennem lang tid, samt naturfænomenerkræfter, som f.eks. ild, dårlig forvaltning af jorden, overgræsning, overudnyttelse af skove og landressourcer samt i nyere tid øget intensivering af landbruget, udvinding af mineralske ressourcer, urbanisering, masseturisme og befolkningsændringer.

En anden faktor, der bidrager til ørkendannelsen, er den store efterspørgsel efter vand til en lang række samfundsmæssige og økonomiske formålaktiviteter (se afsnit 9.3). Denne efterspørgsel har medført en drastisk sænkning af grundvandspejlet, hvilket så igen har ført til øgede omkostningerne til kunstvanding af landbrugsjord, som derefter opgives, når det ikke længere er rentabelt at kunstvande-jorden. Dette skaber gunstige betingelser for indtrængning af endø havvand med og efter følgende nu dårligere dyrkningskvalitet af jordbunden frugtbarhed (se afsnit 11.5). En sådan situation er opstået i området ved den tidligere Karla-sø (Thessalien, Grækenland) og i kystområdet i den østlige og sydøstlige del af Spanien, hvor overudnyttelse af øvdriften på grundvandet har sænket grundvandspejlet til under havoverfladen, hvorved således at havvandet har haft mulighed for at trænge ind.

#### **11.5. Saltsaldannelsening**

Brug af saltvand til kunstvandingsformål er ødelæggende for jord og planter. Ophobningen af salt i jorden hindrer planterødderne i at optage vandet. Høstudbyttet falder derfor kraftigt, også selv om jorden er vandholdig. I naturområder erstattes den oprindelige vegetation af vegetation, der kan tåle et højt saltniveau. Normalt har en sådan vegetation kun ringe økonomisk værdi, f.eks. som dyrefoder.

Saltsaldannelsen ses senere ved jordens egenskaberningens virninger på jorden er længere om at slå igennem end virningerne på plantedækket, men virkningerne på jorden kan være større og mere faretruende. Gentagne vandinger med saltvand øger saltkoncentrationen i jordvæskken, og i særlig grad i områder med dårlig dræning og stort vandunderskud. På et senere stadium, især efter at jordbundsstrukturen er ødelagt, sker der en stigning i jordens pHalkalisering, især hvis jordbundsstrukturen er ødelagt.

I Europa berører tilsaldannelsening og pH-stigningalkalisering især jorder i Middelhavsområdet og

## **Box 11.2: Hovedårsager til vand- og vinderosion i Europa**

### *Intensivering af landbruget*

Medvirkende til at fremskynde jorderosionen er ikke-bæredygtig landbrugsdrift på bakket terræn såsom mangel på effektiv erosionskontrol, dyrkningsformer, som ikke sikrer, at jorden er dækket i perioder med regnrægsæsonen, uhensigtsmæssige kunstvandingssystemer, afbrænding af planterester efter høsten, samt monokultur, der ikke beskytter jorden. Rydning af bakkede jorder øger overfladeafstrømningen og sedimenttransporten.

Brug af tungt materiel kan føre til sammenpresning af jorden, hvilket gør jorden mere udsat for erosion. Overdreven bearbejdning af jorden samt bearbejdning på tidspunkter med lav jordfugtighed kan ødelægge jordstrukturen og øge risikoen for erosion. Overgræsning er med til at fremskynde erosionen ved at udtynde den beskyttende vegetation og reducere jordens indhold af organiske stoffer. I Skandinavien øger efterårspløjningen risikoen for erosion i perioder med nedbør og snesmeltning.

### *Nedlagte landbrug*

Når dyrkningen af skrøbelig agerjord opgives og efterfølges af overgræsning, fremkaldes det alvorlig erosion. Jorderosionen bliver drastisk forværret ved sammenbrudte terrasser. Store arealer i Middelhavsområdet er blevet påvirket af, at man har opgivet at dyrke marginale landbrugsjorder (Sanroque, 1987; Rubio, 1995).

### *Skovrydning*

Skovrydning ændrer visse af jordens egenskaber (indhold af organiske stoffer, permeabilitet osv.) og ødelægger det beskyttende plantedække. Herved øges risikoen for jorderosion. Skovbrande (se kapitel 8, afsnit 8.3.2) er også en væsentlig kilde til tab af plantedække, som fører til jorderosion i mange dele af Europa, især i Middelhavsområdet.

### *Forstyrrelse af landområder*

Minedrift, grusgravning og udgravninger til deponeringsanlæg kan medføre jorderosion som følge af ved at ødelæggelse af plantedækket og ændret topografien.

### *Industriel og bymæssig udvikling*

Industriel og bymæssig udvikling kan også føre til jorderosion, navnlig som følge af ødelæggelse af plantedækket og dårlig planlægning af vejnet og andre former for infrastruktur.

landene i Sydøsteuropa (Ungarn, Rumænien) (kort 11.3). STilsaltdannelsening og stigende pHalkalisering er et resultat af dels samfundsøkonomiske pres (f.eks. befolkningstilvækst), dels naturlige årsager (f.eks. klima). Spredte områder med semi-aride forhold i disse lande fremmer disse processerne fremmes af de sporadiske perioder med torke i disse lande. I NIS-landene har sammenbruddet i eksisterende landbrugsstrukturer samt dårlig forvaltning medført alvorlig tilsaltdannelse ining af store kunstvandede arealer (Statistical Committee of the CIS, 1996). I hele Europa er næsten 4 mio. ha berørt af tilsaltdannelsening (Oldeman m.fl., 1991; Szabolcs, 1991). Omkostningerne til genoprettelse af et så stort areal vil være meget store.

### 11.6. Andre former for ødelæggelser af jorden

#### *Tab af organiske stoffer*

Jordkvaliteten afhænger hovedsageligt af jordens indhold af organiske stoffer, hvis egenskaber som er variabelt og reagerer hurtigt på ændringer i driften. Ses der bort fra områder med overskud af husdyrgødning, er indholdet af organiske stoffer i mange af de dyrkede jorder i Europa faldende som følge af moderne intensive driftsformer. Der er udbredt frygt for, at indholdet af organiske stoffer vil falde til under det niveau, der kræves for at bibeholde en stabil, frugtbar og sund jord. Der er imidlertid ingen entydige beviser på, at dette er tilfældet.

#### **Kort 11.3 Tilsaltdannelsening i Europa, 1993**

STilsaltdannelsening

1: 30 000 000

kraftig

moderat

let

ikke udfyldtN/A

**Kilde:** ISRIC

Figur 11.1 viser det procentvise indhold af organisk kulstof i opdyrket muldjord i England og Wales i henholdsvis 1980 og 1995. Som det kan ses af figuren er der gennem de seneste 15 år sket et mindre fald i antallet af områder med et indhold af organisk kulstof på over 4% og en tilsvarende stigning i antallet af områder med et indhold af organisk kulstof på under 4%.

Et fald i indholdet af organiske stoffer påvirker jordens struktur og stabilitet, vandbindingssevne, bufferkapacitet, biologiske aktivitet og evne til at binde og udveksle næringsstoffer. På mellemlangt og langt sigt kan et fald i indholdet af organiske stoffer også gøre jorden mere sårbar over for både erosion, kompaktionssammenpresning, forsuring, saltdannelse og tilsætning, mangel på næringsstoffer og tørke.

### **Kompaktionssammenpresning, vandmætning og forringelse af jordstrukturen**

Tabet af organiske stoffer og den heraf følgende forringelse af jordstrukturen fremmer i høj grad sammenpresning af jorden. Dette, som er den mest udbredte form for fysisk ødelæggelse af jorden i Europa og gør sig gældende på ca. 90% af det samlede areal, der er ramt af fysisk jordforringelse og ødelæggelse (Van Lynden, 1995). Kompaktionssammenpresning forårsages af såvel gentagen brug af tungt materiel på jord med en lav strukturel stabilitet som overgræsning og høj for stor koncentration af husdyrintensitet. Kompaktionssammenpresning påvirker dels muldlaget med det resultat, at planternes evne til at optage næringsstoffer forringes, dels de dybere-liggende jordbundlag, hvor komplingsammenpresning kan føre til uoprettelig forringelse af jordens struktur (Van Lynden, 1995).

Vandmætning opstår, når floder går over deres breder, når vandspejlet hæves som følge af kunstvanding, og når afstrømningen forøges, og nedsvivningen formindskes. Vandmætning kan dels være fremkaldt af menneskelige aktiviteter som f.eks. i Nordrusland og i den nedre del af Donau-dalen eller kan, dels skyldes uheld. Vandmætning ødelægger jordens struktur. Kort 11.4 viser omfanget og graden af ødelæggelser i Europa.

## **11.7. Politik, lovgivning og aftaler om jord**

I forhold til lovgivningen om andre medier som f.eks. luft og vand er den nationale og internationale lovgivning om jord mangelfuld. Der er også kun gennemført få initiativer med direkte henblik på jord. I mange tilfælde drejer lovgivningen sig om sundheds- eller andre aspekter og berører kun jordens egenskaber indirekte i relation til jordens økologiske funktioner eller dens funktion i tilknytning til menneskelige aktiviteter.

### ***Forebyggelse af jordforurening***

På EU-niveau sætter nitratdirektivet grænser for koncentrationen af nitrater i grundvand, der benyttes som drikkevand, og loft over, hvor meget kvælstofholdig husdyr- og handelsgødning og organisk og uorganisk kvælstofgødning, der må spredes på jorden i nitratfølsomme områder. I overensstemmelse med dette direktiv har alle lande indført vandmiljølovgivning til beskyttelse og overvågning af grundvandet. Direktivet om spildevandsslam indeholder regler for brugen af slam i landbruget for med henblik på at forhindre skader på jord, vegetation, dyr og mennesker. I en række lande, f.eks. Danmark, har man udvidet lovgivningen til at omfatte alle former for affaldsprodukter til landbrugsformål. Også andre direktiver såsom direktiverne om habitat levesteder, grundvand, farlige stoffer og affald indeholder bestemmelser vedrørende jord.

### ***Miljøansvar***

Europa-Kommissionen er ved at udarbejde en hvidbog om miljøansvar. Hvidbogen vil beskrive de kerneelementer, der skal indgå i en EU-ordning, og vil formentlig føre til et rammedirektiv. Hovedformålet er at sikre en effektiv oprensning af forurenede områder, afhjælpe skaderne på de naturlige ressourcer samt forhindre fremtidige skader i overensstemmelse med under iagttagelse af forsigtighedsprincippet og princippet om, at "forurenere betaler". Ordningen kommer til at omfatte fælles oprensningsstandarder og -mål, ligesom der vil blive fastsat mindstekrav med hensyn til oprensningspligt.

### *Jorderosion/ørkendannelse*

En del lande har lagt restriktioner på arealanvendelsen for at beskytte mod erosion. Beskyttelsen sikres også ved fysisk planlægning. I nogle lande (f.eks. Frankrig, Østrig og Island) forhindrer man erosion ved plantning af træer og græs.

Adskillige lande har indført lovgivningsmæssig begrænsning af dræning af jord. Lovgivningen bygger på en række

<b>Figur 11.1 Procentvis indhold af organisk kulstof i opdyrket muldlaget i opdyrket jord i England og Wales, 1980 og 1995</b>
--

hyppighed

**Kilde:** Data fra the Soil Survey and Land Research Centre, Det Forenede Kongerige, 1997. Dataene er indhentet på vegne af Landbrugs-, Fiskeri- og Fødevarerministeriet, London.



kriterier som f.eks. beskyttelse af den økologiske balance og vandressourcerne og forebyggelse af erosion.

På regionalt plan forpligter FN's konvention om bekæmpelse af ørkendannelse parterne fra de nordlige Middelhavslande (Portugal, Spanien, Frankrig, Italien, Malta og Grækenland) til at udarbejde nationale handlingsplaner. Dette indebærer i alle de berørte lande en koordinering af aktiviteterne. Hidtil har indsatsen hovedsagelig været begrænset til områdespecifik forskning, men problemets omfang er dog blevet vurderet, ligesom der er iværksat enkelte harmoniserede overvågningsprogrammer.

**Overvågningsprogrammer**

Nogle lande benytter jordovervågningsssystemer til at registrere jordbundsforhold, især hvad angår tungmetaller og organiske stoffer. I en del lande er der allerede nu iværksat nationale overvågningsprogrammer, mens noget tilsvarende er under overvejelse i stadig flere lande. De hidtidige overvågningsprogrammer har imidlertid hovedsagelig været udformet med henblik på specifikke forskningsprogrammer eller specifikke mål såsom programmer om tungmetaller og kontrol med spildevandsslam eller om næringsstofferne i landbruget. Der er derfor sjældent tale om velintegrerede systemer.

<b>Kort 11.4 Ødelæggelse af jordstruktur i Europa, 1993</b>			
Ødelæggelse af jordstruktur			
1:30 000 000			
<u>Kompaktion</u>	<u>Sammenpresning/</u>	_____	Reduktion af
skorpedannelse		organisk jord	Vandmætning
	kraftig		kraftig
	moderat		moderat
	let		let
		Ikke udfyldt	N/A

**Kilde:** ISRIC

### 11.8. Perspektiver

Direkte lovgivning til at kontrollere menneskelige aktiviteter og arealanvendelsens indvirkning på jorden findes kun i meget begrænset omfang. Forskellige foranstaltninger om kontrol med vand- og luftforurening yder dog indirekte en vis beskyttelse. Alle strategier til forbedring af situationen bør udformes under hensyntagen til følgende forhold:

- jord skal behandles som et selvstændigt medium og vises samme opmærksomhed som luft og vand;
- jordproblemer kan ikke løses alene ved lokale foranstaltninger (selv om der primært er tale om et lokalt problem). Det er derfor nødvendigt med samordning og samarbejde på europæisk og internationalt plan;
- der skal som for luft og vand indføres harmoniserede programmer for overvågning af jord, som skal danne basis for vurdering af jordkvaliteten i store områder ud fra nærmere bestemte parametre.

Af mulige indsatsområder kan nævnes følgende:

- analyse og vurdering af problemerne inklusive fastlæggelse af årsager og virkninger;
- overvågning af ændringer over tid;
- kontrol med problemerne gennem forebyggende foranstaltninger (herunder uddannelse, økologisk tilpasning, mere bæredygtige driftsformer samt planlægning af arealanvendelse);
- afhjælpende foranstaltninger, hvor det er nødvendigt og muligt.

### Referencer

Blum, W.E.H. (1990). The challenge of soil protection in Europe. I *Environmental Conservation*, nr. 17, s. 72-74.

Ernstsen, V., Jensen, J., Olesen, S.E., Sidle, R. (1995). *Scoping study on establishing a European Topic Centre for Soil*. Danmarks Geologiske Undersøgelse, Intern tjenesteRapport nr. 47.

English Partnerships (1995). *Investment Guide*. English Partnerships, London, Det Forenede Kongerige.

Forsvarets Bygningstjeneste (1996). Opprydding av forurensede sjøsedimenter og forurenset grunn på Håkonsvern, Orlogsstasjon i Bergen kommune, *Statusrapport pr. 31.12.1996*. Norge.

Hämman M., Hohl R., m.fl. (1997). *Evaluation plan for the Reuse of Excavated Soil, R'97 Recovery, Recycling, Re-integration 3rd International Congress and Exhibition, 4-7.2.1997, Genève, Schweiz*.

Karavayeva, N.A., Nefedova, T.G., Targulian, V.O. (1991). Historical Land Use Changes and Soil Degradation on the Russian Plain. I *Land Use Changes in Europe. Processes of Change, Environmental Transformations and Future Patterns*. Red.: : F.M. Brouwer, A.J. Thomas og M.J. Chadwick. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Nederlandene.

Lampi, P., m.fl. (1992). *Archives of Environmental Health*, bind 47 (nr. 3).

Ministeriet for Naturbeskyttelse, Rusland (1996). *National report on the State of the Environment in Russian Federation in 1995*. Moskva.

Morgan, R.P.C. (1992). Soil Erosion in the Northern Countries of the European Community. EIW Workshop. *Elaboration of a Framework of a Code of Good Agricultural Practices*, Bruxelles, 21.-22. maj 1992.

Oldeman, L.R., Hakkeling, R.T.A., Sombroek, W.G. (1991). *World Map of the status of human-induced soil degradation, an explanatory note* (anden reviderede udgave), Global Assessment of Soil Degradation (GLASOD), ISRIC, Wageningen; UNEP, Nairobi.

Pérez-Trejo, F. (1992). *Desertification and land degradation in the European Mediterranean*, Europa-Kommission, Miljø og Livskvalitet.

Rubio, J.L. (1987). La Desertificación del territorio valenciano. I *El Medio Ambiente en la Comunidad Valenciana*. Red.: Generalitat Valenciana. Valencia, Spanien.

Rubio, J.L. (1995). Soil erosion effects on burned areas. I: R. Fantechi, D. Peter, P. Balabanis og J.L. Rubio (red.), *Desertification in a European context: Physical and socio-economic aspects*. Europa-Kommissionen, ECSC-EC-EAEC, Bruxelles, Belgien.

Sanroque, P. (1987). La erosión del suelo. I *El Medio Ambiente en la Comunidad Valenciana*. Red.: Generalitat Valenciana. Valencia, Spanien.

Soil Survey and Land Research Centre (UK) *m.fl.* (1997). *Further analysis on presence of*

*residues and impact of plant protection products in the EU. Possibilities for future EC environment policy on plant protection products, PES-A/Phase 2.* Rapport til Europa-Kommissionen og det nederlandske Miljøministerium.

Szabolcs, I. (1991). Salinisation potential of European soils. I *Land use changes in Europe: processes of change, environmental transformations and future patterns*. Red.: F.M. Brower, A. Thomas, M.J. Chadwick. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Nederlandene, s. 293-315.

Statistical Committee of the CIS (1996). *Environment in CIS countries*. Moskva.

UBA (1997). *Atlastenatlas/Register on Contaminated Sites according to the Law for the Clean-up of Contaminated Sites*. Umweltbundesamt, Wien, Østrig, 1997.

Ulrici, W. (1995). *International Experience in Remediation of Contaminated Sites, Synopsis, Evaluation and Assessment of Applicability of Methods and Concepts*. Forbundsministeriet for Uddannelse, Videnskab, Forskning og Teknologi; Tyskland.

UNCCD Interim Secretariat (1997). *United Nation Convention to Combat Desertification in those countries experiencing serious drought and/or desertification, particularly in Africa*. Tekst med bilag, Geneve, Schweiz.

Van Lynden, G.W.J. (1995). European soil resources. Current status of soil degradation, causes, impacts and need for action. Council of Europe Press. *Nature and Environment*, nr. 71, Strasbourg, Frankrig.

Visser W., Elkenbracht E. m.fl. (1997). *Analysis of the Amsterdam Questionnaire*, Tauw Milieu (NL), Nottingham Trent University (UK), A&S Associates (UK), R<sup>3</sup> Environmental Technology Ltd. (UK), Rapport til Ministeriet for Boliganliggender, Fysisk Planlægning og Miljø, Haag, Nederlandene.

## 12. Bymiljø

### [In margin: Hovedkonklusioner]

På trods af, at ca. tre fjerdedele af befolkningen i Vesteuropa og NIS og lidt under to tredjedele i CØE-landene allerede nu bor i byer, fortsætter urbaniseringen.

Den hurtige stigning i privatbilismen og et ressourceintensivt forbrug udgør en stor trussel mod bymiljøet og dermed mod menneskers sundhed og velfærd. I mange byer tegner bilerne sig nu for mere end 80% af den mekaniserede transport. Ifølge prognoser for væksten i transporten i Vesteuropa vil der mellem 1990 og 2010 ud fra et "business as usual"-scenario næsten ske en fordobling af efterspørgslen efter vejtransport af passagerer og gods, mens antallet af biler vil stige med 25-30% og det årlige antal kørte kilometer pr. bil med 25%. Den nuværende stigning i bytrafikken og i antallet af bilejere i CØE-landene forventes at accelerere i de næste ti år med heraf følgende stigninger i energiforbruget og transportrelateret emission.

Samlet er luftkvaliteten i de fleste europæiske byer blevet bedre. De årlige koncentrationer af bly faldt voldsomt i 1990'erne som følge af reduktionen af blyindholdet i benzin, og alt tyder på, at koncentrationerne af andre luftforurenende stoffer ligeledes er faldende. Nogle få byer i CØE-landene har dog rapporteret om små stigninger i blykoncentrationerne i de sidste fem år som følge af den stigende trafik. Den planlagte udfasning af bly i benzin vil bidrage til at løse dette problem.

Høje ozonkoncentrationer er stadig et stort problem om sommeren i nogle byer. De fleste af de byer, der indsender data, melder om overskridelser af WHO's vejledende værdier for svovldioxid, kulilte, kvælstofoxider og partikler (PM). Der foreligger kun få oplysninger om benzen, men overskridelser af WHO's vejledende værdier synes at være almindelige.

Hvis man foretager en ekstrapolation af de rapporterede resultater til alle Europas 115 storbyer ser det ud til, at omkring 25 mio. mennesker udsættes for vintersmøg (overskridelser af de vejledende værdier for SO<sub>2</sub> og PM), 37 mio. for (ozonrelateret) sommersmøg, og at næsten 40 mio. mennesker hvert år oplever mindst én overskridelse af WHO's vejledende værdier.

I Vesteuropa er de største kilder til luftforurening - der tidligere var industriprocesser og afbrænding af kul og brændstoffer med højt svovlindhold - nu motorkøretøjer og afbrænding af gasformige brændstoffer. Da transporten forventes at stige betydeligt, forventes også en stigning i den transportrelaterede emission og dermed øget luftforurening i byerne. I CØE-landene og NIS kan der konstateres en lignende udvikling, blot i en langsommere takt.

Omkring 450 mio. mennesker i Europa (65% af befolkningen) er udsat for høje støjniveauer i det omgivende miljø (over ækvivalentværdien af lydtrykniveauet (Leq) 24t 55dB(A)). Omkring 9,7 mio. mennesker er udsat for uacceptabelt høje støjniveauer (over Leq 24t 75dB(A)).

Vandforbruget er steget i en række europæiske byer: ca. 60% af de europæiske storbyer overudnytter deres grundvandsressourcer og vandreserver, og dårlig vandkvalitet kan i stigende grad hæmme udviklingen af byområder i lande med vandmangel, hvilket navnlig gælder de sydeuropæiske lande. Til gengæld har flere nordeuropæiske byer nedsat deres vandforbrug. Generelt kan vandressourcerne udnyttes mere effektivt, eftersom kun en lille procentdel af husholdningernes vandforbrug går til drikkevand og madlavning, mens en betydelig del (fra 5% til mere end 25%) går tabt gennem lækager.

Bymiljøproblemerne er ikke begrænset til selve byerne. Der skal stadig større landområder til for at forsyne befolkningen i storbyerne med de fornødne ressourcer og absorbere udledninger og affald fra byerne.

Trods fremskridt med indførelse af miljøstyringssystemer i de europæiske byer er mange problemer stadig uløste. I de seneste fem år har et stigende antal byer som led i lokale Agenda 21-politikker taget initiativ til fremme af en bæredygtig udvikling, herunder foranstaltninger til begrænsning af forbruget af vand, energi og materialer, bedre fysisk planlægning og trafikplanlægning og bedre anvendelse af økonomiske instrumenter. Mere end 290 byer har tilsluttet sig kampagnen for en bæredygtig udvikling i Europas byer.

Data for en lang række aspekter omkring bymiljø - f.eks. vandforbrug, kommunalt akommunalt indsamlet affald, spildevandsbehandling, støj og luftforurening - er stadig både ufuldstændige og utilstrækkelige og kan derfor ikke danne grundlag for en samlet vurdering af ændringer af miljøet i Europas byområder.

### 12.1. Indledning

Mere end to tredjedele af Europas befolkning bor i byområder, og byernes indflydelse når langt ud over bygrænserne. Byer lægger beslag på naturlige ressourcer, producerer affald og udleder mange forskellige stoffer til jord, vand og luft, og påvirker således også i betydelig grad det regionale og globale miljø. En bys "økologiske fodaftryk" kan være over 100 gange større end selve byområdet (box 12.1).

Begrebet "byøkosystem", som der opereres med i *Dobris*-rapporten (EEA, 1995), danner ramme for en vurdering af bymiljøet i Europa (se figur 12.1). I dette kapitel analyseres kvaliteten af bymiljøet, de ressourcestrømme, der muliggør bymæssige aktiviteter, samt de byudviklingsmønstre, der er med til at påvirke byernes kvalitet og ressourcestrømme. I kapitlet gennemgås også den lokale, nationale og regionale indsats og strategi for at opnå bæredygtige byer.

Vor viden om bymiljøerne i Europa er begrænset. Der foreligger kun sammenlignelige oplysninger på europæisk plan om de bymiljømæssige aspekter, som dækkes af et europæisk overvågningsnet, f.eks. luftkvalitet. Adgangen til oplysninger om andre indikatorer for miljøkvalitet, ressourcestrømme og

**Figur 12.1** Ramme for vurdering af bymiljø

#### *Bymiljøets kvalitet*

- Luftkvalitet
- Akustisk kvalitet
- Grønne områder
- Biodiversitet
- Vejtrafik

#### *Strømme*

- Materialer
- Energi
- Emission
- Spildevand
- Fast affald

#### *Miljøstrategi*

- Lokal Agenda 21

- Byplanlægning
- Miljøstyring
- Økonomiske instrumenter
- Overvågning/indberetning

### ***Bymønstre***

- Befolkningsstruktur
- Arealanvendelse
- Mobilitetsmønstre
- Infrastruktur
- Livsstil

bymønstre for mange europæiske byer øges, men oplysningerne er vanskeligt sammenlignelige. Selv om mange europæiske byer bruger megen energi og mange ressourcer på indsamling af miljøoplysninger, har der endnu ikke på europæisk plan kunnet etableres en fælles ramme for måling og fortolkning af de fælles bymiljømæssige tendenser.

Mange af byernes problemer hænger nøje sammen med de spørgsmål, der er behandlet i andre kapitler, særlig fotokemisk smog (kapitel 5) og affald (kapitel 7), men også klimaændringer (kapitel 2) forsuring (kapitel 4), ferskvand og kystnære vandområder (kapitel 9 og 10) samt forurenede grunde (kapitel 11).

Udvalgte byer, herunder alle byer og byområder med over 500 000 indbyggere, som tilsammen huser ca. 165 mio. mennesker svarende til ca. 24% af Europas befolkning, har fået tilsendt et spørgeskema. Formålet var at indsamle specifikke data om byområder. Dette kapitel bygger hovedsagelig på de modtagne svar.

## **12.2. Miljømæssig kvalitet**

De største miljøproblemer i Europas byer er luftforurening, støj og trafikpropper. Hovedkilden til disse problemer er den øgede trafik. Det anslås, at kødannelse, defineret som "ekstra rejsetid", koster 2% af BNP i OECD-byer (Quinet, 1994). Kødannelse øger også emissionen og brændstofforbruget. En ny undersøgelse om bytransport viser, at gennemsnitshastigheden er for nedadgående i de fleste af OECD's byer (OECD/ECMT, 1995).

Byudvikling er en voksende trussel mod grønne områder og biodiversitet.

Livskvaliteten i Europas byer er også påvirket af ændringer i den historiske struktur og forringelse af bylandskabet. Disse problemer har alle rod i de nuværende tendenser mod uhæmmet vækst og funktionsadskillelse i byerne.

### **12.2.1. Luftkvalitet**

Selv om man har haft held med at reducere visse forurenende stoffer, er luftforurening stadig et fremherskende problem i de fleste europæiske byer. Den relative betydning af de forskellige forurenende stoffer og kilder har ændret sig. Mens det i vesteuropæiske byer tidligere var afbrænding af kul og svovlrigt brændstoffer samt industriprocesser, der var hovedkilder til luftforurening, er det i dag motorkøretøjer og afbrænding af gasformige brændstoffer, der er de største kilder til luftforurening. Dette skift har først for nylig fundet sted i mange af de central- og østeuropæiske byer, og i en del af disse byer er det stadig de oprindelige forureningskilder, der dominerer.

De referenceværdier for luftkvalitet, der benyttes i dette kapitel for at vurdere, om koncentrationerne i den omgivende luft kan påvirke menneskers sundhed, og om yderligere undersøgelser er nødvendige, er Verdenssundhedsorganisationens vejledende værdier for luftkvalitet (WHO-AQG) (WHO, 1987; WHO, 1998; EEA, 1997). I tabel 12.1 gennemgås disse vejledende værdier og de påvirkninger, som værdierne skal forhindre. Det skal bemærkes, at tallene i tabel 12.1 alene er vejledende værdier baseret på sundheds- eller miljøvirkninger og ikke kvalitetsnormer. Ved fastsættelsen af nationale normer tages der som regel også hensyn til andre faktorer som f.eks. kildekontrol, bekæmpelsesstrategier samt økonomiske og sociale forhold.

Det er vanskeligt at vurdere, hvor meget bybefolkningen rent faktisk udsættes for luftforurenende stoffer, da koncentrationen af disse stoffer varierer både tidsmæssigt og geografisk, ligesom optagelsen af stofferne afhænger af faktorer som f.eks., hvor i byen den udsatte befolkning bor eller arbejder og befolkningens



### **Box 12.1: Økologiske fodaftryk**

En bys økologiske fodaftryk er det økologisk produktive areal, der er nødvendigt for at opfylde bybefolkningens behov (Rees, 1992). Fodaftrykket omfatter alle vedvarende og ikke-vedvarende ressourcer, der er nødvendige dels for at forsyne byen med mad, energi, vand og materialer, dels for at absorbere byens emission og affald. Byer har altid været afhængige af ressourcer fra andre områder. I dag er en bys økologiske fodaftryk af enorme dimensioner. Selv om det er kompliceret og vanskeligt at måle disse fodaftryk, er der dog foretaget nogle beregninger for de baltiske byer og London.

Der bor 22 millioner mennesker i 29 byer i 14 forskellige østersølande, og det anslås, at der for at opfylde disse personers behov kræves et areal, der er 200 gange større end det samlede areal af selve byerne (Folke m.fl., 1996).

Ser man på Londons forbrug alene af fødevarer og skovbrugsprodukter samt byens evne til at assimilere emissionen af kuldioxid, kræver London et område, der er 125 gange større end selve byens areal. Efter denne definition udgør Londons samlede økologiske fodaftryk 94% af Storbritanniens agerjord eller 81,5% af landets samlede areal (IIED, 1995).

fysiske aktivitetsniveau. Der foreligger imidlertid ikke sådanne oplysninger, hvorfor luftkvaliteten i Europas byer vurderes på grundlag af koncentrationen af forurenende stoffer i luften og antallet af personer, der er udsat for disse koncentrationer.

Tabel 12.2 viser luftforureningsindekser, som er beregnet ved at sammenholde koncentrationer i 45 europæiske byer beboet af 80 millioner mennesker med WHO's vejledende værdier. Ca. 28 millioner (35%) af disse personer boede i byernes umiddelbare udkant, og af disse var ca. 12 millioner (43%) mindst en gang om året i 1995 udsat for koncentrationer, som oversteg de vejledende luftkvalitetsværdier for korttidseksponering for SO<sub>2</sub> og/eller partikler (PM) (= vintersmog). Hvis man ekstrapolerer tallet til alle 115 storbyer i Europa, bliver resultatet, at omkring 25 millioner mennesker mindst én gang om året udsættes for vintersmog. Det tilsvarende antal personer, der udsættes for sommersmog (se kapitel 5) er 37 millioner. 39,5 millioner mennesker bliver hvert år udsat for mindst én overskridelse.

Indbyggerne i de central- og østeuropæiske byer oplever jævnligt koncentrationer af luftforurenende stoffer, som overstiger WHO's vejledende værdier. Nyligt gennemførte undersøgelser viser endvidere, at middellevetiden i Polens og Tjekkiets byområder er væsentligt kortere end gennemsnittet for disse lande som helhed (Herzman, 1995). Den lave middellevetid i russiske byer giver også anledning til alvorlig bekymring. Årsagen til denne situation er stadig uklar, men luftforureningen i de central- og østeuropæiske byer kan være en medvirkende årsag.

Ud over at indvirke på menneskers sundhed påvirker luftforureningen bygninger og byggematerialer i Europas byer. Ved at ekstrapolere data fra én undersøgelse er man nået frem til, at svovldioxid i Europa som helhed forvolder skader på bygninger og byggematerialer for ca. 10 mia. ECU om året (Kucera m.fl., 1992). I de fleste europæiske byer er man alvorligt bekymret over luftforureningens indvirkning på historiske monumenter og bygninger, især dem, der er bygget af marmor, kalkholdig sandsten eller andre let beskadelige materialer. Mange af disse bygninger og monumenter er beliggende i kraftigt eller moderat forurenede områder og er derfor udsat for alvorlige ødelæggelser. Af eksempler kan nævnes Akropolis i Athen, Katedralen i Köln samt hele byer så som Krakow og Venedig, som står opført på UNESCO's fortegnelse over kulturarv.

#### 12.2.2. Episoder med vinter- og sommersmog

Overskridelser af WHO's vejledende værdier for korttidseksponering for SO<sub>2</sub> og partikler er blevet benyttet som indikatorer for vintersmog. I 1995 blev den vejledende værdi for korttidseksponering for SO<sub>2</sub> (125 µg/m<sup>3</sup>) overskredet i 37% af de 41 europæiske byer, for hvilke der foreligger data (tabel 12.2). I 1990 rapporterede 43% af 76 byer om overskridelser

**Tabel 12.1 Udsnit af WHO's vejledende værdier for luftkvalitet samt effektive niveauer**

Forureningstype/ Indikator	vejl.værdi (µg/m <sup>3</sup> )	Midlings- tid	Effektniveau	Effekter
<i>Korttidseksponering</i>				
O <sub>3</sub>	120	8 timer	200 µg/m <sup>3</sup> ; klassificering: mild	Nedsat lungefunktion, åndedrætssymptomer, betændelse
SO <sub>2</sub>	500 125	10 min. 24 timer	400 µg/m <sup>3</sup> ; klassificering: moderat	Nedsat lungefunktion; større medicinforbrug hos modtagelige børn

NO <sub>2</sub>	200	1 time	
CO	100 000 60 000 30 000	15 min. 30 min. 1 time	
<i>Langtidseksponering</i>			
NO <sub>2</sub>	40	1 år	
Bly	0,5	1 år	Virksomheder på bloddannelsen, nyreskader: neurologiske kognitive effekter
SO <sub>2</sub>	50	1 år	Åndedrætssymptomer, kroniske luftvejssygdomme

**Note:** Udsnittet omfatter alene vejledende værdier for de forurenende stoffer, der behandles i dette kapitel.

**Kilde:** WHO, 1998

<b>Tabel 12.2 Indeks for luftforureningen i større europæiske byer i 1995</b>
---

By	Overskridelse <sup>1</sup>		Eksponering <sup>2</sup>		Mindst én overskridelse for klassiske forurenende stoffer
	Vinter-smog SO <sub>2</sub> +PM	Sommer-smog O <sub>3</sub>	Vinter-smog SO <sub>2</sub> +PM	Sommer-smog O <sub>3</sub>	
Antwerpen					
Athen					
Barcelona					
Berlin					
Birmingham					
Bremen					
Bruxelles <sup>3</sup>					
Budapest					
København					
Dublin					
Frankfurt					
Glasgow					
Hamburg					
Hannover					
Istanbul					
Katowice					
Kharkov					
Krakow					
Leeds					
Lille <sup>3</sup>					
Lissabon					
Liverpool					

Ljubljana

Lodz

London

Lyon

Manchester

Milano<sup>3</sup>

München

Nürnberg

Oslo \*

Prag

Riga

Sarajevo

Sofia

Stockholm

Stuttgart \*

Thessaloniki

Tirana<sup>4</sup>

Torino<sup>3</sup>

Valencia

Wien

Vilnius

Warsawa

Zürich

---

### <sup>1</sup> Overskridelse

Koncentrationer under halvdelen af WHO's vejledende værdi

Koncentrationer på 0,5-1 gange WHO's vejledende værdi

Koncentrationer på 1-2 gange WHO's vejledende værdi

Koncentrationer på 2-3 gange WHO's vejledende værdi

Koncentrationer på 3-4 gange WHO's vejledende værdi

Koncentrationer på 4-5 gange WHO's vejledende værdi

Koncentrationer højere end 5 gange WHO's vejledende værdi

## <sup>2</sup> Eksponering

Under 5% af befolkningen

5-33% af befolkningen

33-66% af befolkningen

Over 66% af befolkningen

<sup>3</sup> Data for 1996

<sup>4</sup> Data for 1992-1993

**Noter:** Indekserne er beregnet ved at sammenholde koncentrationerne med WHO's vejledende værdier for luftkvalitet

\*=usikre data

**Kilde:** EEA-ETC/AQ

ganske få dage hvert år. De højeste SO<sub>2</sub>-koncentrationer blev observeret i Katowice og Sofia (henholdsvis 374 og 373 µg/m<sup>3</sup>).

London er et eksempel på en by, der tidligere var alvorligt plaget af vintersmog. Der er nu meget længere mellem episoder med vintersmog, fordi SO<sub>2</sub>-koncentrationen er blevet væsentligt reduceret gennem lovgivning, ændringer i valg af brændstof samt flytning eller indstilling af mange forurenende aktiviteter. De årlige middelkoncentrationer af SO<sub>2</sub> er faldet markant fra 300-400 µg/m<sup>3</sup> i 1960'erne til 20-30 µg/m<sup>3</sup>, dvs. et godt stykke under WHO's vejledende værdier. Om vinteren forekommer dog endnu episoder med høj forurening (500 µg/m<sup>3</sup> som 10 minutters gennemsnit og 350 µg/m<sup>3</sup> som en times gennemsnit).

Mellem 1990 og 1995 fortsatte den nedadgående tendens i de årlige gennemsnitlige SO<sub>2</sub>-koncentrationer observeret i slutningen af 1980'erne i de fleste europæiske byer. I 1995 blev WHO's vejledende værdi for langtidseksponering (50 µg/m<sup>3</sup>) kun overskredet i Katowice og Istanbul (til sammenligning skete der i 1990 overskridelser i 10 byer). Generelt er de årlige gennemsnitlige SO<sub>2</sub>-koncentrationer lavest i Nordeuropa og højest i centraleuropæiske og nogle sydeuropæiske byer. SO<sub>2</sub>-koncentrationerne som 24-timers gennemsnit viser også en faldende tendens. I 1995 blev den vejledende værdi for korttidseksponering overskredet i 71% af byerne, mens der i 1990 blev målt overskridelser i 86% af byerne. Figur 12.2 viser langtidstendenserne i SO<sub>2</sub>-koncentrationerne for en række byer sammen med WHO's vejledende værdi.

Luftforurening forårsaget af partikler, som er den anden hovedårsag til vintersmog, er også faldende, idet hverken WHO's vejledende værdi for langtidseksponering for sort røg (50 µg/m<sup>3</sup>) eller EU's grænseværdi for svævestøv (150 µg/m<sup>3</sup>) blev overskredet i nogen af de overvågede byer. I 69% af byerne oversteg de gennemsnitlige maksimale 24-timers baggrundskoncentrationer dog WHO's vejledende værdi for korttidseksponering (mod 86% i 1990). Denne udvikling er dog ikke nok til at løse sundhedsproblemerne. I et forslag fra Europa-Kommissionen om fastsættelse af nye grænser for luftkvaliteten er der taget hensyn til mindre partiklers eventuelle skadelige virkninger, ligesom der indføres nye målemetoder (E-K, 1997a). Værdierne i forslaget overskrides generelt såvel i de fleste europæiske byer (EEA, 1997) som i landdistrikter.

I mange europæiske byer opstår hvert år episoder med sommersmog. En sammenligning med historiske data tyder på, at der siden århundredets begyndelse er sket en fordobling af de gennemsnitlige koncentrationer af ozon målt over længere tid (hovedkilden til sommersmog) over Europa, og at den største del af stigningen har fundet sted siden 1950'erne (Borrell m.fl., 1995).

Af de 62 byer, som har besvaret det tilsendte spørgeskema (se afsnit 12.1), gav 41 byer oplysninger om koncentrationer af ozon (tabel 12.2). I 1995 blev WHO's 1-times vejledende værdi for ozonkoncentrationer på 150 µg/m<sup>3</sup> overskredet i 27 af disse byer. De alvorligst

**Figur 12.2 SO<sub>2</sub>-koncentrationer i udvalgte byer, 1976-95**

µg/m<sup>3</sup>  
 Athen  
 Barcelona  
 Ålborg  
 Zagreb  
 Prag  
 Minsk  
 Amsterdam  
 London

WHO's vejledende værdi

**Kilde:** APIS, AIRBASE

**Figur 12.3 Kvælstofoxider og ozon i Athen, 1984-95**

NO<sub>2</sub>  
μg/m<sup>3</sup>  
bymidten  
industriområder  
forstæder

O<sub>3</sub>  
ppb x 1000 x h

O<sub>3</sub> i bymidten  
ppb x 1000 x h

overgang mellem by og land  
forstæder  
bymidten

**Note:** Grafen for ozon viser den akkumulerede eksponering for O<sub>3</sub> i koncentrationer, der ligger over tærskelværdien 60 ppb (i ppb.time). Kurverne for målestationer ved overgangen mellem by og land og i forstæder henviser til venstre akse, mens kurven for bymidten henviser til højre akse.

**Kilde:** EEA-ETC/AQ



påvirkede byer var Athen, Barcelona, Frankfurt, Krakow, Milano, Prag og Stuttgart. I Athen og Barcelona blev der målt koncentrationer på op til  $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

De høje koncentrationer af ozon, der ofte opstår i Athen (Moussiopoulos m.fl., 1995), er forårsaget af en kombination af på den ene side kraftig trafik og høj emission fra industrien og på den anden side ugunstige topografiske og meteorologiske forhold. Forbedringerne i 1990'erne (figur 12.3) skyldes formentlig delvis den forholdsmæssige stigning i antallet af nyere biler med katalysator, gennemførelse af foranstaltninger til bekæmpelse af emission fra bilerne, nedsættelse af svovlindholdet i brændstoffer og bedre kontrol med stationære kilder. I 1995 blev luftforureningen i Athen klassificeret som lav til moderat i 95% af tiden mod 89% i 1993 og 1994. 1995 var også det første år siden 1984, hvor der i byområdet som helhed ikke forekom overskridelser af P98 percentil-grænsen på  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{NO}_2$ . Ozon er dog fortsat et stort problem og forekommer i høje koncentrationer gennem hele sommerperioden.

### ***12.2.3. Andre luftforurenende stoffer***

I de fleste europæiske byer måles luftforureningen i udvalgte gader, og resultaterne heraf viser, at maksimumkoncentrationerne målt over kortere tid af  $\text{NO}_2$ , CO og TSP (svævestøv) i perioder er to-fire gange højere end de vejledende værdier, afhængig af trafik og spredningshastighed.

#### *Kvælstofdioxid*

1-times maksimumkoncentrationerne af  $\text{NO}_2$  har mellem 1990 og 1995 været faldende undtagen i Helsinki, London og Wien (figur 12.4). Ved de målestationer, hvor byernes baggrundsniveau måles, blev der i perioden 1990-95 registreret overskridelser af WHO's vejledende værdi for korttidseksponering (svarende til  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som maksimal 1-times værdi) i 15 af de 27 byer, som havde oplyst timeværdier.

Denne nedadgående tendens fremgår også af figur 12.5, som viser procentdelen af byer med  $\text{NO}_2$ -koncentrationer på tre forskellige niveauer. Årligt vægtede  $\text{NO}_2$ -koncentrationer viser dog generelt ikke nogen klar tendens. I 1995 blev den vejledende værdi for langtidseksponering for luftforurening ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) overskredet i 16 af de 38 byer, som indsendte oplysninger om årlige  $\text{NO}_2$ -koncentrationer. Sydeuropæiske byer synes at være udsat for væsentligt højere årligt vægtede koncentrationer end byer andre steder i Europa.

**Figur 12.4 Maksimale en-times koncentrationer af NO<sub>2</sub> i de 25 hårdest ramte byer i Europa**



**Note:** Koncentrationsværdier for Milano og Torino er for 1996.

**Kilde:** EEA-ETC/AQ

**Figur 12.5 Årlige gennemsnitskoncentrationer af NO<sub>2</sub> i byer, 1990 og 1995**

overskridelse på mindst to gange den vejledende værdi (80 µg/m<sup>3</sup> eller derover)

nogen overskridelse af den vejledende værdi (40-79 µg/m<sup>3</sup>)

under den vejledende værdi

**Note:** Procentdel af byer inden for hver koncentrationskategori (WHO's vejledende værdi=40 µg/m<sup>3</sup>)

**Kilde:** EEA-ETC/AQ

*Kulilte*

Figur 12.6 viser, at der for perioden 1990-95 har været en generel nedadgående tendens for de årlige gennemsnitlige CO-koncentrationer i de europæiske byer. I 1995 blev WHO's vejledende værdi for korttidseksponering (8-timers gennemsnit på  $10 \text{ mg/m}^3$ ) overskredet i 13 af de 27 byer, der havde oplyst 8-timers værdier; med undtagelse af Ljubljana, Reykjavik, Sevilla, Stuttgart og Warszawa havde de fleste byer dog lavere CO-koncentrationer i 1995 end i 1990. Antallet af overskridelser af WHO's 8-timers vejledende værdi giver i mange byer anledning til bekymring.

*Bly*

Blyholdig benzin er i de fleste byområder hovedkilden til blyforureningen i luften (se kapitel 4, afsnit 4.6.2, og kapitel 6, afsnit 6.3). I hovedparten af de europæiske lande er maksimumindholdet af bly i blyholdig benzin blevet reduceret til  $0,15 \text{ g/l}$ , ligesom markedsandelen for blyfri benzin vokser hurtigt. Resultatet af denne udvikling er, at de årlige gennemsnitlige blykoncentrationer i de fleste af de europæiske byer, for hvilke der foreligger overvågningsdata, er faldet kraftigt efter 1986. Faldet er fortsat i perioden 1990-95, om end i et langsommere tempo (figur 12.7).

I enkelte central- og østeuropæiske byer (f.eks. Vilnius) har blykoncentrationerne dog i de seneste fem år udvist en svag stigning, hvilket navnlig skyldes den voksende trafik og den fortsatte brug af blyholdigt benzin i de fleste CØE-lande. De årlige gennemsnitlige koncentrationer ved "hot spots" (som regel gader med tæt trafik) ligger stadig under den nedre grænse for WHO's vejledende værdier, og ingen byer har siden 1993 oplevet overskridelser af den vejledende værdi på  $0,5 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ .

*Benzen*

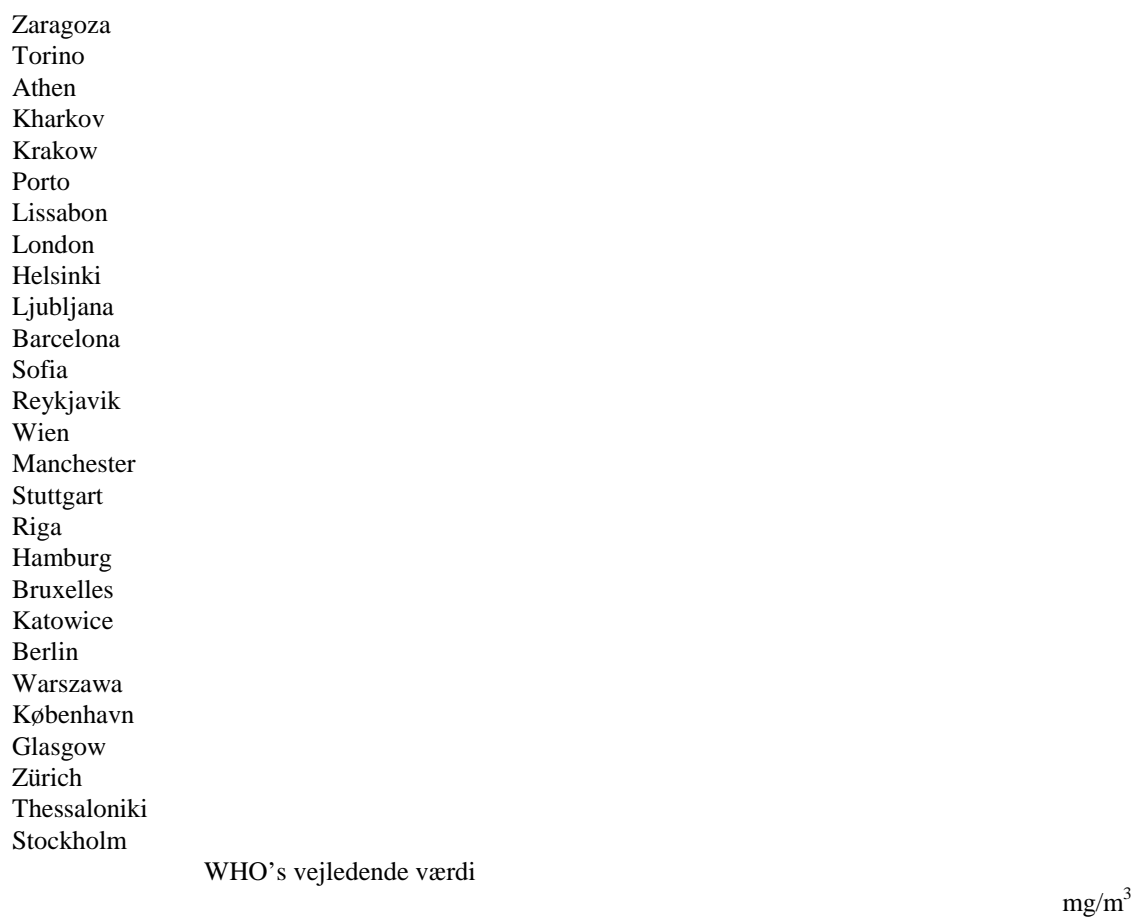
Benzenkoncentrationerne i byerne synes ikke at være særlig godt belyst. Kun 10 af de 62 byer, som havde besvaret spørgeskemaet, gav oplysninger om benzen. Bortset fra Antwerpen var der i alle de byer, der havde oplyst herom, sket overskridelser af WHO's vejledende værdi for langtidseksponering (svarende til  $2,5 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  som en gennemsnitlig årlig værdi).

**12.2.4. Støj**

Mange undersøgelser om støjs indvirkning på menneskers sundhed tyder på, at det udendørs støjniveau i dagtimerne ikke bør overstige en  $\text{Leq}$  (ækvivalentværdi af lydtrykniveauet) på  $65 \text{ dB(A)}$ , der er grænsen for alvorlige støjgener (EEA, 1995). Selv byområder med et støjniveau på mellem  $\text{Leq}$   $55 \text{ dB(A)}$  og  $\text{Leq}$   $65 \text{ dB(A)}$  betragtes som "gråzoner". Eksponering for støj over  $\text{Leq}$   $75 \text{ dB(A)}$  betragtes som uacceptabel, idet en sådan eksponering kan medføre høreskader.

Ca. 113 millioner mennesker i Europa (17% af befolkningen) plages af støj på et niveau over  $\text{Leq}$   $65 \text{ dB(A)}$ , mens 450 millioner mennesker (65% af befolkningen) er udsat for et niveau på over  $\text{Leq}$   $24\text{t}$   $55 \text{ dB(A)}$  (OECD/ECMT, 1995). Ca. 9,7 millioner mennesker udsættes for uacceptable støjniveauer på over  $\text{Leq}$   $24\text{t}$   $75 \text{ dB(A)}$ . I storbyer er antallet af personer, der lider under uacceptable støjniveauer, to-tre gange højere end det nationale gennemsnit (OECD-data). Der er for få data til,

**Figur 12.6** Maksimale 8-timers koncentrationer af CO i udvalgte europæiske byer



**Note:** Koncentrationsværdierne for Reykjavik og Torino er for 1996, mens koncentrationsværdien for Berlin vedrører 1994.

**Kilde:** EEA-ETC/AQ

at der kan udledes tendenser i befolkningens eksponering for forskellige støjniveauer i de største europæiske byer. Det kan dog fastslås, at der i de fleste byer sker overskridelser af det acceptable maksimumniveau på 65 dB(A) (figur 12.8).

### **12.2.5 Grønne områder**

Grønne områder er med til at forbedre byklimaet, absorberer luftforurenende stoffer og giver beboerne mulighed for fysisk aktivitet og rekreation. Beregninger viser, at træer i byerne forbedrer luftkvaliteten ved at fjerne indtil 0,7 tons CO<sub>2</sub>, 2,1 tons SO<sub>2</sub>, 2,4 tons NO<sub>2</sub>, 5,5 tons PM<sub>10</sub> og 6 tons O<sub>3</sub> pr. hektar grønt område pr. år (McPherson og Nowak, 1994). Grønne områder har også betydning fra et uddannelsesmæssigt, forskningsmæssigt og æstetisk synspunkt.

De grønne områder i europæiske byer er meget forskellige, hvad angår størrelse, type og fordeling i byen. Grønne områders andel af det samlede byareal varierer fra 2% i Bratislava og Genova til 68% i Oslo og Göteborg. Oslo og Göteborg har også det største grønne område pr. indbygger med ca. 650 m<sup>2</sup>, mens Genova (2,3 m<sup>2</sup>) og Athen (4,5 m<sup>2</sup>) ligger lavest (figur 12.9). Disse tal skal dog fortolkes med en vis forsigtighed, da byerne anvender forskellige definitioner af grønne områder og bygrænser. Af besvarelserne på EEA's undersøgelse fremgår det, at det overvejende antal mennesker i de fleste byer bor højst 15 minutters gang fra mindst ét grønt område.

Efterhånden som byerne bliver større, vokser også betydningen af de grønne områder og især træerne i byerne. I mange byer trues vitale grønne områder af den øgede urbanisering og heraf følgende forurening. Grønne korridorer, som forbinder grønne områder i byerne med landskabet uden for byerne, betragtes som den bedste måde, hvorpå økologiske og rekreative formål kan kombineres.

En række europæiske byer som f.eks. Rom er i færd med at udarbejde strategier for beskyttelse af biodiversiteten som led i lokale miljøhandlingsplaner. I Berlin har man ved landskabsplanlægning opnået væsentlige resultater, idet det er lykkedes både at beskytte eksisterende grønne friarealer og at anlægge nye. De fleste større og mindre byer i Nederlandene har gjort en stor indsats for at fremme en økologisk forvaltning og udvikle grønne områder. Den økologiske plan for Århus lægger stor vægt på at beskytte de grønne områder inde i byen og anlægge grønne korridorer mellem de grønne områder og det omgivende landskab. Fra et byøkologisk synspunkt er det vigtigt at skabe et skovområde tæt ved byerne, der kan fungere som korridor for vilde dyr, absorbere luftforurening og yde beskyttelse mod oversvømmelser. Efterhånden er det også normal praksis at plante hjemmehørende arter og vedligeholde grønne områder uden brug af pesticider. Mange byer i Europa har vedtaget programmer om træbeplantning.

### **12.3. Energi- og materialestrømme i byerne og virkningerne heraf**

Niveauet for luftforurening, støjniveauet og størrelsen af de grønne områder er den mest direkte målestok for bymiljøets kvalitet. Men den underliggende årsag til de fleste miljøproblemer i byerne er det enorme forbrug af energi og materialer

**Figur 12.7** Årlige blykoncentrationer for udvalgte europæiske byer, 1982-96

$\mu\text{g}/\text{m}^3$

WHO's vejledende værdi

Antwerpen  
Athen  
Barcelona  
Bruxelles  
København  
Dublin  
Helsinki  
Katowice  
Valencia  
Torino

**Kilde:** EEA-ETC/AQ

**Figur 12.8** Overskridelse af støjniveauer i en række europæiske byer

% af befolkningen

Barcelona  
Lissabon  
Porto  
Stuttgart  
Dresden  
Bruxelles  
Wien  
Genova  
Budapest  
Amsterdam  
Haag  
Zürich  
København  
Oslo  
Athen  
Düsseldorf

over 65 dB(A)  
over 70 dB(A)  
65-70 dB(A)  
under 70 dB  
under 65 dB(A)

**Note:** På grund af forskelle i målemetoderne er dataene fra de forskellige byer ikke altid sammenlignelige.

**Kilde:** EEA

og de heraf følgende strømme gennem "bysystemet". I størstedelen af de europæiske byer er det lykkedes at øge energieffektiviteten mærkbart og derved begrænse emissionen af luftforurenende stoffer pr. aktivitetsenhed. Som følge af en generel stigning i byernes aktivitetsniveau og ændring i livsstil er der imidlertid gennem de seneste 10 år sket en forøgelse af det samlede forbrug af naturlige ressourcer og en stigning i emissionsniveau og affaldsproduktion.

### **12.3.1. Energi**

I de fleste lande tegner byerne sig for størstedelen af det samlede energiforbrug. I Europa går ca. tre fjerdedele af den samlede energi til industri- og handelsaktiviteter, opvarmning og transport inden for byområderne. Selv om energiforbruget som helhed siden 1990 har været stabilt (i Vesteuropa) eller faldende (i Østeuropa), er mønstret ikke det samme for de forskellige sektorer. I vesteuropæiske byer er boligsektoren den største energibruger. Gennem det seneste årti er energiforbruget til transportformål steget både i absolutte tal og forholdsmæssigt, mens energiforbruget i industrisektorerne er faldet væsentligt. Fossile brændstoffer tegner sig fortsat for størstedelen af energiforbruget.

En række europæiske byer, som deltager i ICLEI's (International Council for Environmental Initiative) "Cities for Climate Protection Campaign", har udarbejdet handlingsplaner for at begrænse emissionen af CO<sub>2</sub>. De deri fastlagte strategier omfatter øget brug af vedvarende energi, forbrænding af ~~kommunalt~~ kommunalt indsamlet affald med energiudnyttelse, kombineret kraftvarmeproduktion, offentlig transport og plantning af træer. En del europæiske byer har allerede nu opnået stor succes. F.eks. har Saarbrücken siden 1990 takket være et ti-årigt "energiinitiativ" opnået en 15% 's reduktion i CO<sub>2</sub>-emissionen og er blevet model for et tysk program på nationalt plan (ICLEI, 1997).

**Figur 12.9 Grønne områder i udvalgte europæiske byer**

Göteborg  
Oslo  
Dresden  
Bruxelles  
Zürich  
Düsseldorf  
Nürnberg  
Bremen  
Vilnius  
Helsinki  
Stockholm  
Riga  
Berlin  
Stuttgart  
Köln  
Warszawa  
Amsterdam  
Hannover  
Barcelona  
Paris  
Dublin  
Haag  
Lissabon  
Torino  
Porto  
Reykjavik  
Athen  
Budapest  
Tirana  
Kavage  
Wien  
Genova  
Bratislava  
Setubal

i % af samlet areal

m<sub>2</sub> pr. indb.

**Kilde:** EEA



### 12.3.2. Andre former for emission

Selv om røg fra afbrænding af kul stadig er et problem i nogle af de central- og østeuropæiske lande, stammer det meste af luftforureningen i dag som nævnt i afsnit 12.2.1 fra motorkøretøjer og afbrænding af gasformige brændstoffer. Figur 12.10 viser hovedkilderne til emissionen af SO<sub>2</sub> og NO<sub>2</sub> for nogle europæiske byer med over 0,5 millioner indbyggere.

#### *Svovldioxid*

I de fleste af EU's byområder er hovedbidragyderne til SO<sub>2</sub>-emissionen store punktkilder (kraftværker, større industrialanlæg) samt industri i øvrigt. På grund af det forholdsvis højere svovlindhold i dieselolie er trafikken bidrag i den sydlige del af EU dog meget større end gennemsnittet for hele EU. Industriel forgasning og andre teknikker til begrænsning af emissionen fra industriens forbrændingsprocesser (f.eks. olie med et lavt svovlindhold) har i det sidste årti reduceret industriens SO<sub>2</sub>-emission i mange europæiske byer (f.eks. Prag, Sofia, Ljubljana, Leipzig, Berlin, Stockholm og Helsinki). I nogle af disse byer samt i Bukarest kan en begrænsning af den industrielle aktivitet også have medvirket til denne reduktion. I nogle byer (f.eks. Ljubljana og Leipzig) er boligopvarmning stadig en hovedkilde til SO<sub>2</sub>-emission.

#### *Kvælstofoxider*

Dataene for byernes emission af NO<sub>x</sub> viser ikke så store udsving som dataene for SO<sub>2</sub>-emissionen, men nogle industrialiserede byer skiller sig dog ud på grund af et højt emissionsniveau fra industri og kraftværker (f.eks. Bratislava, Rotterdam, Antwerpen, Helsinki). I de fleste andre byer er det emissionen fra trafikken, der er dominerende. Emissionen af NO<sub>x</sub> pr. indbygger fra trafikken ligger typisk omkring 10-20 kg/år. I havnebyer som f.eks. Rotterdam bidrager skibstrafikken til den store emission af NO<sub>x</sub>.

Gennem de seneste 5-10 år er der i de fleste byer sket en vis begrænsning af NO<sub>x</sub>-emissionen, hovedsagelig som følge af en lavere emission fra boligopvarmning og industri. Der er generelt ikke sket større ændringer i emissionen fra trafikken, men visse byer har dog opnået væsentlige reduktioner, muligvis som et resultat af vellykkede programmer til trafikbegrænsning (f.eks. i Zürich) eller renere udstødning fra biler, lastbiler og busser samt indførelse af miljøzoner (f.eks. i Stockholm). NO<sub>x</sub>-emissionen fra trafikken er steget voldsomt i Athen og Paris. F.eks. i Paris var det under en episode i oktober 1997 med særlig høje NO<sub>2</sub>-koncentrationer nødvendigt at indføre særlige transportbegrænsninger for at kunne overholde den netop vedtagne lovgivning om luftforurening. Efter smogalarm måtte bilerne kun køre hver anden dag (afhængig af, om registreringsnummeret var lige eller ulige), ligesom man gratis kunne benytte kollektiv transport.

#### *Partikler*

Der foreligger ikke data for emissionen af partikler (PM) for ret mange byer, men i 25 europæiske lande eksisterer der uofficielle nationale data, baseret på ekspertvurderinger, for emissionen af PM<sub>10</sub> (partikler med en diameter på under 10 µm, som menes at være mest skadelige for mennesker (Berdowski m.fl., 1996)). De vigtigste menneskeskabte kilder hertil er stationær forbrænding, industriprocesser og transport (herunder ophvirvlet vejtøv).

I Central- og Østeuropa domineres PM-emissionen af stationære forbrændingskilder. Dataene giver kun et generelt billede, men viser en høj PM<sub>10</sub>-koncentration i industrialiserede byer i Central- og Østeuropa. Fra 1990 til 1993 faldt PM<sub>10</sub>-emissionen kraftigt i nogle lande, især i Tyskland (reduktioner i det tidligere Østtyskland), Bulgarien og Ungarn, mens der i samme periode skete en væsentlig stigning i andre lande, f.eks. Tjekkiet/Slovakiet og Polen. Når der ses bort fra Irland, hvor der skete et brat fald, ændrede niveauet for PM<sub>10</sub>-emissionen i EU sig kun lidt mellem 1990 og 1993.

Den sekundære dannelse af PM på regionalt plan (som sulfat- og nitratpartikler) bevirker, at regionale koncentrationer af PM<sub>10</sub> kan være høje og måske endog større end byernes direkte bidrag til PM<sub>10</sub>-koncentrationerne, hvilket i særlig grad gælder for den centrale del af Europa. Dette forhold påvirker bekæmpelsesstrategierne for disse områder, idet det her er nødvendigt at kontrollere både den regionale emission og den direkte emission fra byerne.

### ***12.3.3. Vand***

I de seneste 15 år er forbruget af ledningsvand pr. indbygger vokset fra 30% til 45% af det samlede vandforbrug. Ca. 60% af de større europæiske byer overudnytter deres grundvandsressourcer (EEA, 1998), og vandforsyningen kan i stigende grad komme til at sætte grænser for byudviklingen i lande med vandmangel, særlig i Sydeuropa (se også kapitel 9, afsnit 9.3). Forbruget af vand pr. indbygger i europæiske byer svinger fra 60 liter om dagen i Köln til 440 liter om dagen i Torino. I Europa er vandforbruget øget i takt med forbedringen i levestandarden og faldet i husstandenes

**Figur 12.10 Emission af SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> pr. indbygger i udvalgte europæiske byer, 1985-95**

	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>
Antwerpen		
Athen		
Berlin		
Bratislava		
Bremen		ej oplyst
Bruxelles		
Bukarest		
Budapest		
Duisburg		
Essen		
Frankfurt a.M.		ej oplyst
Hamburg		
Helsinki		
Kharkov		ej oplyst
Köln		
Leipzig		
Ljubljana		
London		
Milano		
Oslo		
Paris		
Prag		
Reykjavik		
Riga		
Rotterdam		
Sofia		
Sankt Petersborg		ej oplyst
Stockholm		
Stuttgart		
Thessaloniki		
Wien		
Zaragoza		
Zürich		
industri		
husholdninger		
trafik		
emission/indbygger (kg/år)		

**Kilde:** EEA-ETC/AQ

størrelse. Adskillige byer har haft succes med at gøre vandudnyttelsen mere effektiv (figur 12.11). Nogle af disse byer såsom Reykjavik, Stockholm og Zürich hører dog til de byer, der bruger mere end 300 liter vand pr. indbygger pr. dag (EEA, 1998). Der er store muligheder for en mere effektiv vandudnyttelse i de europæiske byer, da kun en lille procentdel af husholdningernes vandforbrug går til drikkevand og madlavning, mens store mængder vand (f.eks. 27% i Det Forenede Kongerige, 5% i Nederlandene) går tabt på grund af et utæt ledningsnet.

#### **12.3.4 Spildevand**

En stor del af fosforforureningen i Europas overfladevand stammer fra kommunale renseanlæg. Selv om spildevandsrensningen i mange lande er blevet bedre, er der meget stor forskel fra by til by i Europa. I de nordeuropæiske lande bor over 80% af befolkningen nu i huse eller lejligheder, der er tilsluttet kloaknettet, mens dette kun gælder for 50% af befolkningen i de sydeuropæiske lande. Men 80% af alt vand, der renses, bliver i dag rensat biologisk, hvilket giver en effektiv bakteriemedieret nedbrydning af organiske stoffer (EEA, 1998).

Det vides ikke, hvor stor en del af spildevandet fra central- og østeuropæiske byer, der bliver rensat. I visse byer, f.eks. i Albanien, findes ingen renseanlæg, og det urensede by- og industrispildevand udledes direkte til Middelhavet.

I størstedelen af de europæiske byer indsamles spildevand fortsat sammen med regnvand og udledes i urensat stand i recipientvandområderne. Eutrofiering som følge af for stort indhold af næringsstoffer er særlig alvorlig i flodmundinger tæt ved byer, som derved får tilført store mængder spildevand fra byerne. Østersøen modtager spildevand fra 70 millioner mennesker og disses aktiviteter og viser stadig kraftigere tegn på stress (se også afsnit 9.7 og 10.2).

#### **12.3.5. Affald**

Alene i OECD's europæiske medlemslande blev der i 1995 produceret ca. 195 mio. tons ~~kommunalt~~ akommunalt indsamlet affald. Dette svarer til 425 kg affald pr. indbygger pr. år eller en stigning på 35% siden 1980 (se også kapitel 7). Affaldsproduktionen i de europæiske byer svinger fra 260 kg pr. indbygger pr. år i Nürnberg og Oslo til 500 kg pr. indbygger pr. år i Göteborg, Vilnius, Bruxelles, Stockholm og Leipzig (figur 12.12). En del byer (Sarajevo, Berlin, Krakow, Riga, Düsseldorf, Bremen, Dresden og Warszawa) producerer én ton affald pr. indbygger pr. år, hvilket tyder på, at de angivne mængder omfatter andet affald end det, der normalt defineres som ~~kommunalt~~ akommunalt indsamlet affald.

I gennemsnit tilføres det meste af affaldet i Europa (72%) deponeringsanlæg, mens 17% forbrændes, 5% komposteres og 4% genanvendes. Der er imidlertid store forskelle fra by til by (figur 12.13). I en del nordeuropæiske byer er indsatsen for at genbruge og genanvende ~~kommunalt~~ akommunalt indsamlet affald blevet intensiveret gennem det seneste årti, særlig hvad angår papir, glas, plast og organisk affald.

F.eks. har man i Stor-Helsinki væsentligt reduceret deponeringen samt produceret brugbar jord ved at sortere affald i kategorier efter anvendelsesmuligheder og kompostere en stor procentdel af det organiske affald. Hvert år indsamles ca. 11 000 tons bioaffald i områder med affaldssortering, af hvilket 50% genindvindes. Målet er, at der skal ske separat indsamling af bioaffald i hele Stor-Helsinki inden 1998 og inden år 2000 at genbruge og genanvende 60% af det bioaffald, der produceres af husholdningerne mv.

### **12.4. Bymønstre**

Miljøkvaliteten i byer påvirkes lige så meget af befolkningstæthed, bystrukturer og -mønstre som af de energi- og materialestrømme, der er behandlet i det foregående

**Figur 12.11 Vandforbrug i udvalgte europæiske byer i omkring 1993 og 1996**

Reykjavik  
Zürich  
Budapest  
Krakow  
Riga  
København  
Amsterdam  
Helsinki  
Hannover  
Bruxelles  
Wien  
Ljubljana  
Barcelona  
Berlin  
Tirana  
Paris

ændring omkring 1993-1996  
forbrug omkring 1996

l/indbygger/dag

**Kilde:** EEA

afsnit. Disse faktorer er af særlig betydning som determinanter for indbyggernes mobilitet og transportbehov, som er årsag til så mange af byernes miljøproblemer.

Selv om ca. tre fjerdedele af befolkningen i Vesteuropa og De Nye Uafhængige Stater og lidt under to tredjedele af befolkningen i Central- og Østeuropa allerede bor i byerne, fortsætter disse med at vokse (FN data). Vesteuropa og CØE befinder sig dog på helt forskellige stadier af urbaniseringsprocessen (figur 12.14 og 12.15). Disse forskelle er blevet større efter de politiske forandringer i CØE siden 1989 (se også kapitel 1).

I det seneste årti har Vesteuropa i forhold til resten af verden haft såvel den mindste befolkningstilvækst som den mindste stigning i graden af urbanisering, idet mange mennesker flytter fra større byer og byområder til mindre byer. I CØE-landene er befolkningstilvæksten og vandringen fra land til by derimod fortsat, om end i et meget langsommere tempo end i andre dele af verden. Det stigende indbyggertal i de store byområder og byer i disse lande har ført til høj lokal arbejdsløshed, stor fattigdom og slumdannelse, hvilket sammen med mange sociale og miljømæssige problemer gør det stadig vanskeligere at opnå en bæredygtig udvikling.

I periferien af de store byområder er serviceerhvervene gået kraftigt frem med etablering af dynamiske virksomheder og internationale organisationer. Dette afspejler den omlægning, der i mange lande er sket fra traditionel industri til videnbaseret fremstillings- og serviceindustri. Den finansielle sektors hastige vækst har været med til at give nyt liv til økonomien i de mange byer, der har formået at omstille sig. Byer i tilbagegang er især byer, der er afhængige af sværindustri og havne. Mange af disse byer er dog i gang med at udvikle et nyt økonomisk fundament.

#### **12.4.1. Befolkningsstruktur**

Ændringen i husstandenes størrelse og sammensætning er den demografiske faktor, der øver størst indflydelse på såvel forbruget af naturlige ressourcer som andre miljømæssige belastninger i Europas byområder. Mellem 1990 og 1995 voksede antallet af husstande i Europa fra 263 millioner til 270 millioner (FN data). Omkring to tredjedele af denne stigning skyldes befolkningstilvæksten og ca. en tredjedel ændringer i husstandenes størrelse og sammensætning.

I det meste af Europa er den gennemsnitlige størrelse af husstandene i dag på under 3 personer. Mere end en fjerdedel af alle husstande omfatter kun én person, og mindst hver tiende familie er en familie med en enlig far eller mor (UN/CHS),

**Figur 12.12 Produktion af kommunalt ~~akommunalt~~ indsamlet affald i europæiske byer**

Stockholm  
Wien  
Bruxelles  
Tirana  
Göteborg  
Budapest  
København  
Barcelona  
Paris  
Zürich  
Amsterdam  
Bratislava  
Oslo  
Hannover

ændring omkring 1993-1996  
produktion omkring 1996

tons/indbygger/år

**Kilde:** EEA

**Figur 12.13 Bortskaffelse af kommunalt ~~akommunalt~~ indsamlet affald i europæiske byer**

Dublin  
Ljubljana  
Leipzig  
Berlin  
Köln  
Budapest  
Hannover  
Göteborg  
Bratislava  
Dresden  
Bruxelles  
Bremen  
Haag  
Wien  
Stockholm  
Nürnberg  
Zürich  
København

deponering  
forbrænding  
genanvendelse  
andet

**Kilde:** EEA

1996). Trods det forventede fald i den samlede befolkning regner man med en jævn stigning i antallet af husstande i de næste 50 år. De små husstande er dominerende i byområder. I Norge f.eks., hvor der i gennemsnit er 2,4 personer pr. husstand, ligger gennemsnitshusstanden på 2,3 i byerne og 2,7 i landdistrikterne. I Polen med et gennemsnit på 3,2 personer pr. husstand ligger gennemsnitshusstanden på 2,9 i byerne og 3,6 i landdistrikterne. Det stigende antal husstande påvirker boligmarkedet og forbrugsmønstrene. Mindre husstande udnytter vand og energi mindre effektivt og kræver mere plads, hvilket resulterer i et større forbrug af ressourcer pr. indbygger.

#### **12.4.2. Arealanvendelsen i byerne**

Byerne i Europa breder sig hastigt og optager herved megen jord, der er en begrænset ressource. Det er et alvorligt problem. I England anslås det, at 1,3% af landarealerne inden år 2016 vil skifte status til byområder (UK Department of the Environment, Transport and the Regions, 1996).

Bebyggelsesgrad og placering af bygninger og byaktiviteter har indflydelse på byernes energiforbrug både direkte og ved at påvirke transportmønstrene og derved også brændstofforbruget. Der er stor forskel på arealanvendelsen i de forskellige europæiske byer (EEA, 1995). Figur 12.16 viser forskellene i befolkningstætheden i udvalgte byer. Tallene kan dog være påvirket af, at byer defineres forskelligt. Siden offentliggørelsen af *Dobris*-rapporten har der imidlertid vist sig en række fælles kendetegn, som påvirker livskvaliteten i byerne og indvirker på miljøet, herunder:

- decentralisering af erhvervsaktiviteter, der traditionelt har været lokaliseret i bymidten;
- befolkningens flytning ud til forstæderne i takt med det stigende antal personbiler;
- funktionsadskillelse med opdeling af byerne i bolig-, forretnings-, industri- og rekreative områder.

Arealplanlægning anses for at være afgørende for en mere bæredygtig anvendelse af jordressourcerne i Europa. Mange byer tilskynder til genbrug af byarealer til bolig- og erhvervsformål for at kunne friholde det åbne land, der ellers skulle have været brugt til disse formål. I nogle byer i f.eks. Det Forenede Kongerige danner genbrug grundlaget for mellem 40% og 50% af alle ændringer i byernes arealanvendelse. I andre



**Figur 12.14 Bybefolkningens andel af den samlede befolkning i visse europæiske lande**

Belgien  
Island  
UK  
Nederlandene  
Tyskland  
Sverige  
Frankrig  
Norge  
Letland  
Hviderusland  
Tyrkiet  
Italien  
Ungarn  
Østrig  
Polen  
Finland  
Den Tidligere Jugoslaviske Republik Makedonien  
Grækenland  
Georgien  
Irland  
Jugoslavien  
Kroatien  
Albanien  
Portugal  
Liechtenstein

**Kilde:** EEA, 1997

**Figur 12.15 Bybefolkningen i Europa, 1950-2030**

millioner mennesker

Nye Uafhængige Stater  
Central- og Østeuropa  
Vesteuropa

**Kilde:** FN

byer bremses denne proces imidlertid af jordforurening og den nødvendige oprensning.

### **12.4.3. Mobilitet i byerne**

Det seneste årtis byudvikling og omstilling til en mere ressourcekrævende livsstil har medført øget mobilitet og større bilpark. I europæiske byer er trafikken således øget både målt i antallet af ture og disses længde (se kapitel 4, afsnit 4.6.1). I mange byer tegner biler sig nu for over 80% af den mekaniserede transport (OECD/ECMT, 1995). Transport pr. cykel betragtes som et alternativ i en del byer. I cykelorienterede byer som f.eks. Groningen (NL), Münster (D) og Västerås (S) udgør cykeltransport således over 30% af alle ture. Dette er dog et særsyn. Siden midten af 1980'erne er brugen af cykler i EU's byer faldet en smule, og generelt cycles der mindre i Central- og Østeuropa end i Vesteuropa (E-K, 1997b). Tabel 12.3 belyser visse kritiske tendenser og sammenhænge mellem arealanvendelse og mobilitet i udvalgte vesteuropæiske byer (Newman og Kenworthy, 1991; Kenworthy og Laube, 1996; Car Free City Network, 1997).

I størstedelen af de europæiske byer er antallet af personbiler og erhvervskøretøjer vokset, og der forventes en yderligere vækst. Prognoser for væksten i transporten i Vesteuropa viser, at efterspørgslen efter vejtransport for såvel passagerer som gods mellem 1990 og 2010 næsten kan blive fordoblet under forudsætning af et "business-as-usual"-scenario, idet antallet af biler stiger med 25%-30% om året, mens antallet af kørte kilometer pr. bil stiger med 25% (EU-data). Den aktuelle stigning i mobiliteten og antallet af biler i CØE-byer forventes at accelerere i de kommende ti år i takt med den øgede økonomiske aktivitet og højere levestandard. Energiforbruget og den transportrelaterede emission vil opleve tilsvarende stigninger.

Den ændrede livsstil og bystruktur har især påvirket pendlernes rejselængde og valg af transportmiddel. Bolig-arbejdsstedstransporten i de europæiske byer er vokset betydeligt i det sidste årti og forventes at vokse yderligere. Mindre husstande, større arbejdsstyrke samt stigende indkomster har også øget brugen af privatbiler. Også decentraliseringen af beskæftigelse og erhvervsaktivitet har øget rejseafstanden

**Figur 12.16 Befolkningstæthed i europæiske byer, 1995**

Paris  
Vilnius  
Athen  
Barcelona  
Tirana  
Genova  
Kavage  
Lissabon  
Porto  
Torino  
Bruxelles  
Haag  
Dublin  
Wien  
Zürich  
Berlin  
Stockholm  
Budapest  
Amsterdam  
Warszawa  
Helsinki  
Stuttgart  
Riga  
Nürnberg  
Düsseldorf  
Hannover  
Dresden  
Bremen  
Köln  
Bratislava  
Oslo  
Göteborg  
Reykjavik  
Setubal  
Leipzig

1 000 indbyggere pr. km<sup>2</sup>

**Kilde: EEA**

mellem lokaliteterne, som ofte ikke kan nås med offentlige transportmidler (OECD/ECMT, 1995).

F.eks. i Det Forenede Kongerige øgedes længden af den gennemsnitlige pendlerrejse fra 5,3 miles i 1975/6 til 7,5 miles i 1992/94 svarende til en stigning på ca. 40%. Stadig flere af disse rejser foretages i privatbiler. Længden af den gennemsnitlige indkøbstur voksede fra 2,6 miles i 1975/76 til 3,5 miles i 1992/94 svarende til en stigning på 35%, især på grund af det voksende antal store butikcentre uden for byerne (UK-DOE, 1997).

### 12.5 Indsats og muligheder

Gennem de seneste fem år har stadig flere europæiske byer arbejdet for en bæredygtig udvikling ved at reducere ressourceforbruget, emissionen og affaldsmængden og samtidig forbedre indbyggernes levevilkår. Nogle af disse byer har modtaget priser ved "Habitat II City Summit"-konferencen (box 12.2) og fra "Europæiske byers kampagne for bæredygtighed".

Der er i princippet et stort potentiale for en sådan udvikling, idet byer giver koncentration af mennesker og erhvervsaktiviteter, ligesom byernes høje befolkningstæthed gør det muligt at reducere forbruget af land og motorkøretøjer samt sikre en mere effektiv udnyttelse af naturlige ressourcer samt øget genbrug og genanvendelse af materialer. Den store befolkningstæthed åbner også mulighed for effektiv transport, elproduktion og affaldsforvaltning og for en reduktion af omkostningerne ved tilvejebringelsen af den nødvendige infrastruktur (E-K, 1996).

#### Lokal Agenda 21

I kapitel 28 i Agenda 21, der blev underskrevet i Rio de

<b>Tabel 12.3 Arealanvendelse og transporttendenser i udvalgte europæiske byer</b>			
	<b>1980</b>	<b>1990</b>	<b>% ændring</b>
<b>Arealanvendelse</b>			
Befolkningstæthed i byerne (indbyggere/ha)			
Befolkningstæthed i City (indbyggere/ha)			
Befolkningstæthed i bymidten (indbyggere/ha)			
<b>Privat transportinfrastruktur</b>			
Vejlængde/indbygger (meter)			
Parkeringspladser i City/1 000 arbejdspladser			
<b>Kendetegn ved den private transport</b>			
Personbiler/1 000 indbyggere			
Køretøjer i alt/1 000 indbyggere			
Antal kørte km pr. år/indbygger			
Antal personkm pr. år/indbygger			
% arbejdstagere, der går eller cykler			
<b>Kendetegn ved den kollektive transport</b>			
Antal kørte km pr. år/indbygger			
Antal ture pr. år/indbygger			
Antal personkm pr. år/indbygger			
<b>Forhold mellem kollektiv og privat transport</b>			
Den kollektive transports andel i % af den samlede motoriserede passagerbefordring			
<b>Noter:</b> Stikprøven omfattede bl.a. følgende europæiske byer: Hamburg, Frankfurt, Zürich, Stockholm, Bruxelles, Paris, London, København, Wien og Amsterdam.			
<b>Kilde:</b> Kenworthy og Laube, 1997			

#### Box 12.2: Prisvindere (\*) og byer med "bedste praksis" (•) udpeget ved Habitat II City Summit-konferencen om europæiske byer

* Lublin, Polen	Udvikling af rammer til fremme af offentlig og privat deltagelse i partnerskaber på cost-sharing-basis til udvikling af infrastruktur og finansiering af miljømæssige forbedringer.
-----------------	---

* Tilburg, Nederlandene	Tilburg-modellen: en strategisk fremtidsvision som nøgle til udvikling af byen og tilrettelæggelse af byens forvaltning.
• Tampere, Finland	NGO-gruppen TAMPERE 21 har startet en dialog mellem borgerne og beslutningstagerne på lokalt plan om imødegåelse af klimaændringer. Arbejdet har resulteret i en ny miljøpolitik for byen Tampere.
• Oslo, Norge	Plan for Den Gamle By i Oslo, der involverer borgere samt partnerskaber mellem nationale, kommunale og lokale myndigheder og organisationer i lokalsamfundet med henblik på at forbedre miljø-, bolig- og sundhedsforholdene og skabe nye arbejdspladser.
• Katowice, Polen	Projektet fremmer en bæredygtig social, økonomisk og fysisk udvikling og genopbygning i Katowice-området.
• Glasgow, Skotland	"Action for Warm Housing"-program, der skal fremme investeringer i energibesparende foranstaltninger i kommunale boliger. Målet er at sikre, at boligerne opvarmes og får elektricitet til en pris af højst 10% af nettohusstandsindkomsten.
• Cordoba, Spanien	Etablering af et genanvendelses- og komposteringsanlæg. Affaldsprodukterne skal kanaliseres tilbage til produktionskredsløbet ved hjælp af virksomheder med økonomisk støtte fra de kommunale myndigheder, mens komposten skal benyttes af de lokale landbrug.
• Göteborg, Sverige	Projekt til forbedring af boligmiljøet gennem omfattende lokalpolitiske foranstaltninger.

Janeiro i 1992, forpligtede de 179 underskrivende lande sig til at fremme udarbejdelsen af lokale handlingsplaner med henblik på at opnå en bæredygtig udvikling:

*"Da så mange af de problemer og løsninger, der behandles i Agenda 21, har rod i lokale aktiviteter, vil de lokale myndigheders deltagelse være af afgørende betydning for opnåelsen af målene i Agenda 21. Det er de lokale myndigheder, der udarbejder, håndhæver og opretholder økonomiske, sociale og miljømæssige politikker og love og deltager i implementeringen af nationale og regionale miljøpolitikker. De lokale myndigheder er også det forvaltningsniveau, der er nærmest borgerne, og spiller derfor en vigtig opdragende, engagerende og rådgivende rolle over for offentligheden i indsatsen for at fremme en bæredygtig udvikling" (UNCED, 1992).*

Senest i 1996 skulle størstedelen af de lokale myndigheder have påbegyndt høringerne forud for udarbejdelsen af en lokal Agenda 21. På denne baggrund vedtog flere europæiske byer i maj 1994 i Ålborg på den første europæiske konference om bæredygtige byer et "Charter om europæiske byer for bæredygtighed" (box 12.3). I oktober 1996 blev der i Lissabon afholdt en ny konference for at vurdere de europæiske byers gennemførelse af Ålborg-chartret og udarbejde en handlingsplan.

De lokale myndigheder har gjort status over fremskridtene (ICLEI, 1996; 1997) og fundet, at 1 579 lokale myndigheder i Europa har taget skridt til at gennemføre en lokal Agenda 21. De fleste af initiativerne (87%) er taget i de seks lande, der har iværksat nationale kampagner, især Norge (415 initiativer) og Sverige (307 initiativer). Også Det Forenede Kongeriges lokale myndigheder har været yderst aktive. Over 70% af disse myndigheder har forpligtet sig til at følge

#### **Box 12.3: Charter om europæiske byer for bæredygtighed**

80 byer, som deltog i en konference for europæiske byer, vedtog i Ålborg i maj 1994 et "Charter om europæiske byer for bæredygtighed". Chartret består af tre hoveddele:

a) en konsensuserklæring, der anerkender de europæiske byers hovedrolle i indsatsen for at opnå en bæredygtig udvikling. I erklæringen er der opstillet principper og fastsat lokale strategier for integreringen af disse principper i bypolitikken. I erklæringen opfordres der bl.a. til at:

- investere i den naturlige kapital;
- oprette arbejdspladser, der bidrager til samfundets bæredygtighed;
- fremme en bæredygtig arealanvendelse og mobilitet i byer;
- tage ansvar for jordens klima;
- forebygge forgiftning af økosystemer;
- sikre retten til det lokale selvstyre i nærhedsprincippet's ånd.

b) et lokalt Agenda 21-initiativ, som i henhold til mandatet i Agenda 21 forpligter de deltagende byer til at søge at opnå deres lokalsamfunds tilslutning til en lokal Agenda 21 inden udgangen af 1996. Nøgleelementer i processen er.:

- identificering af prioriterede problemer;
- omfattende høringer og samarbejde;
- vurdering af en lang række strategiske muligheder;
- fastsættelse af målelige mål;
- programmering af planens gennemførelse; udarbejdelse af systemer og procedurer til overvågning af og rapportering om planens gennemførelse.

c) "Europæiske byers kampagne for bæredygtighed", hvor lokale myndigheder opfordres til at tilslutte sig kampagnen. Kampagnen tager sigte på:

- at fremme de europæiske byers gensidige støtte ved udarbejdelsen og gennemførelsen af lokale strategier for bæredygtighed;
- at indsamle og formidle informationer om gode resultater;

- at formulere politiske henstillinger til Europa-Kommissionen;
- at koordinere indsatsen vedrørende bymiljø med EU og arbejdet i Ekspertgruppen for Bymiljø;
- at støtte lokalpolitikere i arbejdet med at gennemføre EU-lovgivning;
- at organisere uddeling af en årlig "pris for bæredygtighed";
- at udgive et nyhedsbrev om kampagnen.

Kampagnen blev iværksat af de byer, som ved at underskrive Ålborg-chartret har tilsluttet sig kampagnen. Kampagnen støttes af større europæiske net og sammenslutninger af lokale myndigheder, inkl. Council of European Municipalities and Regions (CEMR), Eurocities, ICLEI, United Town Organisation (UTO) og Healthy Cities, hvis arbejde koordineres gennem et koordinationsudvalg.

289 europæiske byer og amter har indtil nu underskrevet Ålborg-chartret og deltager således i kampagnen.

den lokale Agenda 21-proces (LGMB, 1997).

Den nationale støtte, hvor de nødvendige ressourcer stilles til rådighed, har været afgørende for fremskridtene i disse lande. Det europæiske netværk til fremme af et bæredygtigt transportmønster i byerne ("Car Free Cities"), som yder støtte til gennemførelse af projekter som f.eks. "delebiler" og udarbejdelse af planer for pendlertransport, letter udvekslingen af erfaringer og viden mellem byerne.

### *Byplanlægning*

Areal- og strukturplanlægning er efterhånden anerkendt som virkningsfulde midler til forbedring af byernes bæredygtighed. Flere europæiske byer er i gang med at undersøge forskellige muligheder for at integrere økologiske principper i areal- og transportplanlægningen. Amsterdam, Berlin, København, Leicester, Stockholm og Solingen er gode eksempler herpå. Miljøafdelingen i Amsterdams bystyre er f.eks. ved at udvikle en integreret politik centreret om arealanvendelse. Byplanlægning bør sigte mod:

- minimering af forbruget af arealer og naturlige ressourcer og beskyttelse af friarealer;
- rationalisering og effektiv forvaltning af byernes "strømme" (af transport, energi, materialer);
- beskyttelse af bybefolkningens sundhed;
- sikring af lige adgang til ressourcer og tjenesteydelser;
- bevarelse af kulturel og social mangfoldighed.

EU's femte miljøhandlingsprogram tildeler arealanvendelses- og strukturplanlægningen en vigtig rolle som grundlag for den samfundsøkonomiske udvikling og miljøets sundhed. Ifølge handlingsprogrammet skal planlægningen sikre en optimal "blanding" af industri, energi, transport, boliger, fritidsaktiviteter og turisme samt hjælpetjenester og støttende infrastruktur, som er i overensstemmelse med miljøets bæreevne. Herudover skal planlægningen sikre, at der med støtte i de forskellige systemer for zoneinddeling og arealanvendelse i hver enkelt bydel opnås balance mellem boliger, arbejdspladser og øvrige faciliteter.

Anvendelsen af byarealer er en af de vigtige dimensioner, som nu indgår i Fællesskabets regionalpolitik. Et eksempel er det europæiske fysiske og funktionelle udviklingsperspektiv (ESPD), som skal fremme en EU-integreret politik for arealanvendelse. På linje hermed fremhæver også Ekspertgruppens rapport om europæiske bæredygtige byer behovet for at integrere miljøhensyn i planlægningen og udvide VVM-princippet til også at omfatte en vurdering af bæredygtigheden af byudviklingsprojekter (der gives et eksempel herpå i box 12.4).

### *Miljøstyring*

De lokale myndigheders byøkologiske indsats i Europa går i høj grad ud på at udvikle effektive miljøstyringssystemer og styre byernes "strømme" af f.eks. vand, energi og transport på en miljøvenlig måde. I Europa er det de danske byer, der viser de

#### **Box 12.4: Integreret miljø- og arealplanlægning, Reggio Emilia, Italien**

Den italienske by Reggio Emilia har udviklet en særlig model, som benyttes, når miljøhensyn som led i den fysiske planlægning skal integreres i den lokale arealplanlægning. Ved hjælp af en miljøanalyse klassificeres byområder efter deres evne til at regenerere vand, jord og luft.

Som resultat af miljøanalyseprojektet er der identificeret og vedtaget følgende miljøkriterier og -strategier, der skal anvendes i forbindelse med arealplanlægningen:

- udvidelse af kloaksystemet og etablering af dobbeltledninger;
- udvidelse af cykelstier og busbaner;
- udvidelse af områder udpeget som miljøzoner og etablering af forbindelse mellem disse;
- bevarelse af forbindelsen mellem grønne områder i byerne og landområder;
- beskyttelse af områder med "afstressende" virkning (især langs vandløb);



- forhindring af byggeprojekter i miljømæssigt følsomme områder og "ubefæstede" områder;
- identificering af landområder, der kan anvende affald fra intensivt landbrug;
- regler om lav bebyggelsesgrad i områder, der udlægges til byfornyelse og sanering;
- fastlæggelse af miljønormer med angivelse af, hvor stor en andel af de disponible arealer, der skal udgøres af "ubefæstede" og urørte arealer, antal træer langs vejene samt størrelsen af parkeringspladser.

Projektet har bevist, at man med held kan benytte innovative metoder til at integrere miljø- og arealplanlægning på lokalt plan.

**Kilde:** EURONET/ICLEI 1997

mest nyskabende eksempler på decentrale systemer for energiforsyning og -forvaltning. Kommunerne ejer ofte selv eller har ejerandel i energisystemer, der bygger på lukkede kredsløb, som f.eks. kraftvarmeværker og fjernvarmesystemer. Flere byer er begyndt at eksperimentere med lokale systemer for miljøforvaltning. I Breda, Dordrecht og Zwolle i Nederlandene bygger byplanlægningen på økologiske forvaltningsprincipper. I Italien er flere lokale myndigheder i færd med at udarbejde lokale energiplaner. I Frankrig og Det Forenede Kongerige er det centralregeringen, der fastlægger energipolitikken, som derefter implementeres af offentlige og private forsyningsvirksomheder. I disse lande er der derfor ikke plads til mange kommunale initiativer.

#### *Økonomiske instrumenter*

Der er en voksende erkendelse af, at den mest direkte måde til fremme af bæredygtige byer er gennem markedsbaserede foranstaltninger "der udsender de rigtige signaler". Rapporten om en politik for bæredygtige europæiske byer (1996) identificerer seks økonomiske instrumenter:

- lokale miljøafgifter og -gebyrer;
- prisfastsættelsessystemer;
- regulering af forsyningsvirksomheder;
- vurdering af investeringer;
- hensyntagen til miljøet ved budgetfastlæggelsen;
- anvendelse af miljøkriterier ved indkøb og udbudsforretninger.

I flere europæiske byer er man ved at indføre prisfastsættelsessystemer for f.eks. energi-, vand- og transportsektoren. Et godt eksempel herpå fra energisektoren er de såkaldte "progressive eltakster" i Wien, Saarbrücken og Zürich. Den progressive takst er en lineær takst, som opererer med en minimumpris for et meget lille forbrug og en overpris for forbrug over et forudbestemt niveau på ca. 6 000 kWh pr. år. Det er i disse byer lykkedes at reducere elforbruget, hvilket viser, at forbrugeradfærd kan påvirkes positivt gennem takststrukturer.

De økonomiske instrumenter inden for bytransport strækker sig fra parkeringsafgifter til bompenger i byerne. I Bergen og Oslo er der med held gennemført vejbetalingsordninger. Noget tilsvarende er under overvejelse i Stockholm og i en række schweiziske og nederlandske byer. Europa-Kommissionen forbereder også indførelse af økonomiske incitamenter til forbedring af bymiljøet. De nye EU-initiativer på dette område strækker sig fra harmonisering af afgiftssystemerne til en meget ambitiøs grøn skattereform.

#### **Referencer**

Berdowski, J.J.M., Mulder, W., Veldt, C., Vissechedijk, A.J.H., Zandveld, P.Y.J. (1996). *Particulate emissions (PM<sub>10</sub>-PM<sub>25</sub> PM<sub>0,1</sub>) in Europe in 1990 and 1993*. Første udkast, august.

Borrell P., Builtjes P., Grennfelt P., Hov. O., van Aalst R., Fowler D., Mégie G., Moussiopoulos N., Warneck P., Volz-Thomas A. og Wayne R. (1995). Photo-oxidants, Acidification and Tools: Policy Applications of EUROTRAC Results. I *Air Pollution III*. Red.: H. Power, N. Moussiopoulos og C.A. Brebbia. Computational Mechanics Publications, Southampton, bind 1, s. 19-26.

Car Free Cities (1997). *Car Free Cities Report*. Bruxelles.

E-K (1996). *Bæredygtige byer i Europa*. Rapport fra Ekspertgruppen for Bymiljø.

E-K (1997a). *Forslag til Rådets direktiv om luftkvalitetsgrænseværdier for svovldioxid, nitrogenoxider, svævestøv og bly i luften*. KOM(97) 500 endelig udg., 08/10/97.

E-K (1997b). *Transport demand of modes not covered by international transport statistics*. UITP for GD VII.

EEA (1995). *Europas miljø: Dobris-rapporten*. Red.: D. Stanners og P. Bourdeau. ISBN 92-826-5409-5. EEA, København.

EEA (1997). *Air Pollution in Europe 1997*. Report prepared by the European Topic Centre on Air Quality and the European Topic Centre on Air Emissions. ISBN 92-9167-059-6. EEA, København.

EEA (1998 – monografi under udarbejdelse) *Groundwater Quality and Quantity*. Skal udgives i EEA's "Environmental Monograph"-serie.

Eurostat (1997). *European Transport in Figures*. Luxembourg.

- Folke, C., Larsson, J., m.fl. (1996). *Renewable Ressource Appropriation by Cities*. Getting Down to Earth: Practical Applications of Ecological Economics. R. Costanza, O. Segura og J. Martinez-Alier. Island Press, Washington D.C., s. 201-221.
- Herzman, C. (1995). *Environment and Health in Central and Eastern Europe*. Verdensbanken, Washington D.C.
- ICLEI (1996). *Report on Local Agenda 21*. The International Council for Local Environmental Initiative. Toronto.
- ICLEI (1997). *Cities for Climate Protection*. The International Council for Local Environmental Initiative. Toronto.
- IIED (1995). *Citizens Action to Lighten Britain's Ecological Footprint*. International Institute for Environment and Development, London.
- Kenworthy, J.R., og Laube, F.B. (1996). Automobile Dependence in Cities: An International Comparison of Urban Transport and Land Use Patterns with Implications for Sustainability. *EIA Review*, bind 16, nr. 4-6, s. 279-308.
- Kucera, V., Henriksen, J. Knotkova, D., Sjöström, Ch. (1992). *Model for Calculations of Corrosion Cost Caused by Air Pollution and its Application in Three Cities, in Progress in the Understanding and Prevention of Corrosion*. Red.: Costa, J.M. og Mercer, M.D. The Institute of Materials, London, s. 24-32.
- LGMB (1997). *Local Agenda in the UK – The First 5 Years*. The Local Government Management Board. London, Det Forenede Kongerige.
- McPherson, E.G., Nowak, D.J., m.fl. (1994). *Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project*. Radnor, PA, Northeastern Forest Experiment Station.
- Moussiopoulos, N., Sahm, P., Kessler, Ch. (1995). Numerical simulations of photochemical smog formation in Athens, Greece – A case study. I *Atmos. Environ.* nr. 29, s. 3619-3632.
- Newman P.W.G. og Kenworthy, J.R. (1991). Transport and Urban Form in Thirty-Two of the World's Principal Cities. I *Transport Reviews*, bind 11, nr. 3, s. 249-272.
- OECD/ECMT (1995). *Urban Travel and Sustainable Development*, Paris.
- Quinet, E. (1994). *The Social Cost of Transport: Evaluation and Links with International Policies*. OECD, Paris.
- Rees, W. (1992). Ecological Footprints and Appropriated Carrying Capacity: What Urban Economics Leaves Out. *Environment and Urbanization*, bind 4, nr. 2, s. 121-130.
- UK Department of the Environment, Transport and the Regions (1996). *Indicators of Sustainable Development for the United Kingdom*. DETR, London.
- UN/CHS (1996). *An Urbanizing World: Global Report on Human Settlements*. Oxford University Press, Det Forenede Kongerige.
- UNEP/WHO (1992). *Urban Air Pollution in Megacities of the World*, Blackwell, Oxford, Det Forenede Kongerige.
- WHO (1987). *Air quality guidelines for Europe*. WHO Regional Publications, European Series nr. 23. Verdenssundhedsorganisationen, København.

WHO (1988). *Revised WHO Air quality guidelines for Europe*. Anden udgave, 6. februar 1998. WHO European Centre for Environment and Health, Bilthoven, Nederlandene.

### 13. Teknologiske og naturlige risici

[In margin: Hovedkonklusioner]

I EU har antallet af årligt indberettede større uheld ved industriaktiviteter stort set været konstant siden 1984. Eftersom underretningssystemet er blevet udbygget og industriens aktivitetsniveau er steget siden da, er antallet af større uheld pr. aktivitetsenhed sandsynligvis faldet. Der findes endnu ingen databaser, der registrerer større uheld i CØE-landene og NIS.

Ifølge Den Internationale Atomenergiorganisations "International Nuclear Event Scale" (INES) er der i Europa ikke sket "uheld" (INES niveau 4-7) siden 1986 (Tjernoby1 – INES niveau 7). De fleste af de indberettede tilfælde har været "anomalier" (INES niveau 1), hvortil kommer nogle få "hændelser" (INES niveau 2-3).

I de seneste ti år er der på verdensplan sket et markant fald i det årlige antal store olieudslip. De få meget store olieudslip, der fandt sted, var imidlertid ansvarlige for en stor procentdel af det totale olieudslip. Det årlige antal store olieudslip (over 700 tons) er siden ca. 1980 faldet til omkring en tredjedel af niveauet i 1970'erne.

Aktiviteten øges uafbrudt på mange af de aktivitetsområder, hvor der er risiko for større uheld, og en del af disse aktiviteter med tilhørende infrastrukturer er blevet mere sårbare over for naturlige risici. Seveso II- direktivet er med sit brede anvendelsesområde og fokus på forebyggelse af ulykker en velegnet ramme for en bedre risikostyring. Direktivet skal nu implementeres af såvel industrierne som de lovgivende og planlæggende myndigheder. Samtidig kan direktivet tjene som model for Østeuropa, der mangler et sådant bredt tværnationalt retsgrundlag.

Der har i 1990'erne været et usædvanlig stort antal oversvømmelser med store skader og tab af mange menneskeliv til følge. Selv om den mest sandsynlige forklaring er naturlige variationer i afstrømningen, er følgerne dog muligvis blevet forværret af menneskeskabte påvirkninger af det hydrologiske kredsløb.

#### 13.1. Indledning

De fleste af de miljøpåvirkninger, der er beskrevet i denne rapport, er et resultat af rutinemæssige menneskelige aktiviteter som f.eks. energiproduktion og -forbrug, industri, transport og landbrug. Menneskers sundhed og miljøet kan dog også påvirkes af større teknologiske uheld og ekstreme naturbegivenheder.

Sådanne uheld og naturbegivenheder udgør et særligt miljøproblem, fordi de kan have vidtrækkende konsekvenser (dette forklarer den store interesse hos medierne og offentligheden), og er så uforudsigelige (med heraf følgende mangel på kontrol, der gør det vanskeligt at sikre sig i nødvendigt omfang). Hertil kommer endelig usikkerheden omkring konsekvenserne af uheldene og naturbegivenhederne. Ofte er der kun ringe viden om, hvorledes miljøet og menneskers sundhed vil blive påvirket af de stoffer, der eventuelt slipper ud. Usikkerheden øges af, at det er umuligt at forudse, hvorledes uheldene og naturbegivenhederne vil reagere sammen med det omgivende miljø.

Ganske vist kan statistikker over tidligere tildragelser give et fingerpeg om, hvad man kan vente, men årsagerne til tildragelserne (som har sammenhæng med samfundsmæssige faktorer og vanskelige miljøproblemer som f.eks. klimaændringer) er så komplekse, at det er umuligt at forudsige, hvorvidt, hvornår og hvor der næste gang vil ske noget. Denne usikkerhed kombineret med den manglende viden om arten og omfanget af konsekvenserne betyder, at større teknologiske uheld og ekstreme naturbegivenheder må behandles som væsentlige "risikokilder" ved risikovurderingen og -styringen.

I dette kapitel vil fire kategorier af uheld/hændelser blive gennemgået:

- større uheld ved industrianlæg;

- uheld ved atomanlæg;
- uheld ved søtransport og på offshoreinstallationer;
- naturkatastrofer, eventuelt forværret af menneskelige aktiviteter.

Kapitlet vil give et overblik over de seneste 10 års tildragelser af denne art i Europa og beskrive tendenserne i deres forekomst, årsager og følger for menneskers sundhed og miljøet.

### **13.2. Virkninger og tendenser**

Uheld og naturkatastrofer er som oftest både uforudsigelige og enkeltstående (box 13.1). Nogle former for større teknologiske uheld og naturkatastrofer har et potentiale i sig til at skabe massive forstyrrelser på kort sigt og undertiden volde uoprettelig skade på de lokale befolkninger og økosystemer. Som eksempler kan nævnes de akutte virkninger af meget giftige stoffer og følgerne af eksplosioner eller udledninger af store mængder forurenende stoffer på kort tid. Økologisk set er det sandsynligvis de akvatiske følger af uheldene, der volder de største skader. Skaderne på sundheden og eventuelle dødsfald skyldes snarere atmosfærisk emission. De akkumulerede miljøskader forårsaget af mindre uheld f.eks. under transport af farlige stoffer, som på grund af manglende data ikke vil blive behandlet i dette kapitel, kan imidlertid være langt alvorligere end følgerne af større uheld.

De eventuelle sundhedsmæssige følger af større teknologiske uheld omfatter såvel de akutte skader såsom forbrændinger og forgiftninger som senvirkninger som f.eks. øget risiko for neoplasi eller fosterskader hos børn af forældre, der har været udsat for virkningerne af uheldene.

Trafikulykker vil ikke blive behandlet specifikt i denne rapport, selv om de vejer meget tungt i statistikkerne over uheld med skader på menneskers sundhed: ca. 105 000 dødsfald og 2,2 millioner tilskadekomne i 1996 i hele Europa (UNECE-data). I Europa er industriuheld og uforudsete uheld som f.eks. forurening af fødevarer eller drikkevand hvert år årsag til hundredvis af dødsfald og tusinder af registrerede skader eller sygdomstilfælde. Hertil kommer, at sådanne uheld kan påvirke miljøet på samme måde som rutinemæssig emission af forurenende stoffer, bl.a. ved at volde skade på de forskellige dele af et berørt økosystem via fødekæderne.

Som følge af de forskellige kriterier for anmeldelse og derved også forskellige fortolkninger af, hvad der skal anses som større uheld (når undtages strålingshændelser/-uheld, der vurderes efter INES-skalaen), er det umuligt at udlede generelle kvantificerede tendenser for større uheld. Selv om forståelsen og den konsekvente rapportering af uheld er blevet bedre siden indførelsen af Major Accident Reporting System (MARS) i 1984 og INES i 1992 (se nedenfor), er der dog endnu geografiske områder (f.eks. Østeuropa), der halter bagefter. Bestemte typer tildragelser (f.eks. "næsten-uheld") bliver ofte slet ikke anmeldt. Rent kvalitativt er det dog muligt at følge tendenserne. Nedenfor er der i hovedtræk gjort rede for udviklingen i Europa gennem de seneste ca. 10 år hvad angår de vigtigste teknologiske og naturlige risici.

#### **13.2.1. Større industriuheld**

I Europa er det kun i EU-landene, at industriuheld konsekvent anmeldes. For Central- og Østeuropa findes ingen samlet kilde til pålidelige oplysninger. Der vil derfor i dette afsnit kun blive fokuseret på de tilgængelige EU-oplysninger, fra hvilke det så i visse tilfælde er muligt at drage paralleller til resten af Europa.

### **Box 13.1: Hvad er et uheld?**

Et uheld er en utilsigtet tildragelse med skadelige følger, der klassificeres fra "mindre uheld" til "katastrofer". Begrebet uheld er således meget bredt. Det er derfor nødvendigt med klare definitioner for at kunne præsentere data om teknologiske uheld og naturkatastrofer og herudfra diskutere uheldets/katastrofens art og konsekvenser. Der eksisterer imidlertid ikke nogen entydig definition på "større uheld". Definitionerne bygger som regel på en vurdering af de skadelige følger, som "gradbøjes" efter bestemte kriterier (antal dødsfald, skader, antal evakuerede personer, miljøvirkninger, omkostninger osv.).

I EU forstås ved større uheld: "*en pludselig, uventet, ikke planlagt tildragelse, som skyldes ukontrolleret udvikling i forbindelse med en industriel aktivitet, og som medfører eller kan medføre øjeblikkelige eller efterfølgende alvorlige skadelige virkninger (død, legemsskader, forgiftning eller hospitalsindlæggelse) for et antal mennesker i anlægget og/eller uden for anlægget.*" (EU-Rådet, 1982; E-K, 1988).



Ifølge Seveso I- og II-direktiverne (EU-Rådet, 1982, 1997) skal medlemsstaternes kompetente myndigheder underrette Europa-Kommissionen om større uheld, der involverer farlige stoffer, på deres respektive områder. Undtaget er dog uheld med tilknytning til nukleare og militære anlæg, minedrift, transportvirksomhed eller deponeringsanlæg. Siden 1984 er Kommissionen blevet underrettet om sådanne større uheld via MARS-databasen, som styres og ajourføres af Europa-Kommissionens Fælles Forskningscenter i Ispra.

I øjeblikket eksisterer der ikke nogen tilsvarende database for Central- og Østeuropa eller NIS. Dette forhold kan dog ændre sig som et resultat af såvel Europa-Kommissionens samarbejdsprojekter (PHARE og TACIS) som arbejdet i UNECE's regionale koordineringscentre, der koordinerer forebygelse af industriuheld (Budapest) og beredskabsøvelser (Warszawa).

Fra 1984 til slutningen af april 1997 blev der i henhold til kravene i Seveso-direktivet indberettet i alt 293 større industriuheld til MARS-databasen. 190 af disse uheld er sket efter 1990. I tabel 13.1 sammenfattes konsekvenserne af uheld indberettet siden 1984. Ca. to tredjedele af de uheld, der medførte økologiske skader, involverede forurening af vand (ferskvandsreservoirer, floder), og i ca. halvdelen af disse tilfælde var forureningen forårsaget af udledning af vand, der havde været brugt til ildslukning.

Selv om det sædvanligvis er de forholdsvis sjældne større uheld med de mest synlige og dramatiske konsekvenser, der får størst offentlig opmærksomhed, var der trods alt 43 uheld (17%) med ingen eller kun ubetydelige konsekvenser, som af EU-landenes kompetente myndigheder blev betragtet som "større uheld" og derfor blev indberettet til Europa-Kommissionen.

Forekomsten af indberetninger om større uheld i EU har over de sidste 13 år været forholdsvis stabil (figur 13.1). Som følge af ændringer såvel i antallet af indberettende lande (flere lande i anden halvdel af perioden) som i fuldstændigheden af indberetningerne (i takt med den voksende accept af systemet), er det ikke muligt ud fra indberetningerne at udlede nogen tidsmæssig tendens i forekomsten af uheld. Da intensiteten i de industriaktiviteter i Vesteuropa, der forårsager de fleste af de større uheld, er voksende, tyder den forholdsvis stabile tendens i forekomsten af større uheld dog på, at antallet af større uheld pr. aktivitetsenhed er faldende (se kapitel 1, afsnit 1.3.2). At underbygge denne konklusion kræver imidlertid yderligere dokumentation, som også vil kunne bidrage til at belyse effektiviteten af styrings- og forebyggelsesforanstaltningerne og derved skabe grundlag for en politik, der kan føre til yderligere forbedringer.

Seveso II-direktivet (EU-Rådet, 1997), som træder i stedet for og udbygger Seveso I-direktivet, indeholder til indberetningsbrug en nøjagtig og entydig definition på "større uheld". Definitionen bygger på kvantitative kriterier (se box 13.2) og vil sandsynligvis føre til en generel sænkning af grænserne for, hvornår et uheld skal indberettes, og derved medføre en markant stigning i antallet af indberettede uheld. Dette forhold er dog ikke nødvendigvis ensbetydende med en stigende uheldsfrekvens. Ifølge Seveso II-direktivet skal der også ske indberetning af uheld eller "næsten-uheld", som medlemsstaterne anser for at have særlig teknisk betydning for forebygelse af større uheld og begrænsning af følgerne heraf, også selvom de ikke opfylder de kvantitative kriterier.

En gennemgang af de via MARS indberettede uheld viser, at de fleste af disse fandt sted i olieudvindings-, raffinerings- og forarbejdningsindustrien, mens keramik-, cement-, farve- og lak- samt farvestofindustrierne havde den laveste uheldsfrekvens. De hyppigst involverede stoffer var letantændelige gasser, men også klor og ammoniak optrådte ofte.

Dataene viser, at de større industriuheld, som involverer farlige stoffer, normalt er forårsaget af faktorer

**Tabel 13.1 Konsekvenser af de via MARS indberettede uheld i EU siden 1984 (pr. oktober 1996)**

**Konsekvenser**

**Antal uheld<sup>1</sup>**

Ingen eller ubetydelige		43
Dødsfald	- i virksomheden <sup>2</sup>	47
	- uden for virksomheden	16
Personskader <sup>3</sup>	- i virksomheden	94
	- uden for virksomheden	26
Økologiske skader		21
Tab af kulturarv		0
Materielle skader <sup>4</sup>	- i virksomheden	57
	- uden for virksomheden	9
Forstyrrelse af lokalsamfundet		121

<sup>1</sup> Hvert uheld kan have flere konsekvenser, hvorfor summen af disse tal vil overstige det samlede antal uheld, der er indberettet i den pågældende periode.

<sup>2</sup> Dødsfald og personskader i virksomheden omfatter det ansatte personale, entreprenører og redningsmandskab på eller i nærheden af uheldsstedet.

<sup>3</sup> Personskader omfatter såvel mindre skader som skader, der kræver hospitalsindlæggelse i mindst ét døgn.

<sup>4</sup> Materielle skader omfatter kun skader, hvor der er foretaget pålidelige overslag over udbedringsomkostningerne.

**Kilde:** MARS-databasen

såsom operatørfejl, komponentsvigt, kemiske reaktioner og begivenheder uden for virksomhedens område. Det er generelt vigtigere at klarlægge hændelsesforløbet end at søge efter én hovedårsag til uheldet, som oftest ikke kan findes. En nyligt foretaget detaljeret gennemgang af beskrivelser af større uheld (Drogaris 1993, Rasmussen 1996) viser, at de to almindeligste umiddelbare årsager til større uheld var komponentsvigt og operatørfejl, mens de dominerende underliggende årsager var undladelser fra organisationens eller ledelsens side (67% af uheldene).

Som nævnt synes antallet af uheld pr. aktivitetseenhed at være faldende, men ellers er der ingen tydelige tendenser for de større uheld, der har fundet sted gennem det seneste årti, hvad angår kilder, årsager og konsekvenser. Dette kunne tyde på, at mange af de "indhøstede erfaringer" fra tidligere uheld, der ofte er forekommet ligegyldige, endnu ikke er tilstrækkeligt indarbejdet i de industrielle rutiner og normer.

### **13.2.2. Nukleare uheld**

Nukleare uheld kan opstå mange forskellige steder såsom militærbaser, hospitaler og forskningsinstitutioner samt atomkraftværker. Transport af radioaktivt materiale (f.eks. nukleart brændsel, radioisotoper og nukleart affald) er også en potentiel kilde til strålingsuheld. Der var ved udgangen af 1996 på verdensplan 442 atomkraftværker i drift (218 i Europa), mens 36 var under opførelse (18 i Europa). I Europa findes endvidere 99 anlæg, hvor der arbejdes med atombrændselskredsløb (IAEA-data).

I 1992 indførte Den Internationale Atomenergiorganisation (IAEA) officielt INES-skalaen (International Nuclear Event Scale) som et middel til at give borgerne hurtige og ensartede informationer om indberettede tildragelser på atomkraftværker og den sikkerhedsmæssige betydning heraf. Tildragelser, der alene vedrører nuklear eller radiologisk sikkerhed, klassificeres på en skala fra 0 til 7; en niveau 0-tildragelse kaldes en "afvigelse", niveau 1-3-tildragelser betegnes som "hændelser", og niveau 4-7-tildragelser er "uheld". Kun niveau 5-7-tildragelser udgør en risiko uden for uhedsområdet.

På INES-skalaen har næsten alle de tildragelser, der siden 1990 er indberettet til IAEA, været "afvigelser". Der har dog også været enkelte "hændelser" (IAEA-data). Siden 1986 (Tjernobyl - INES niveau 7) har der ingen "uheld" været i Europa. Der er indtil videre registreret to meget alvorlige uheld i det tidligere Sovjetunionen: Tjernobyl samt Kyshtym-uheldet i 1957 på et militært oparbejdningsanlæg (INES niveau 6). Informationerne om hændelser i det tidligere Sovjetunionen kan dog være ufuldstændige, fordi der i mange tilfælde har været tale om militæranlæg og -fartøjer. Den nye informationspolitik i Rusland betyder, at information om afvigelser og hændelser nu frigives øjeblikkeligt (f.eks. atomkraftværket i Sankt Petersborg,

#### **Box 13.2 : Kriterier for underretning af Europa-Kommissionen om uheld (MARS-databasen)**

Kriterierne for, hvornår uheld skal indberettes:

- mængden af farlige stoffer, der er sluppet ud;
- personskader;
- omfang og varighed af evakuering og forsyningsafbrydelser;
- materielle skader;
- skader på terrestriske, ferskvands- og marine levesteder og på grundvand;
- grænseoverskridende skader.

**Kilde:** EU-Rådet, 1997

**Figur 13.1 Kumulativt antal indberettede større uheld i EU (1984-05/97)**

antal større uheld

før

1.1. 1984

frem til

5/1997

**Kilde:** MARS-databasen

1991, INES niveau 2, og det militære oparbejdningsanlæg i Tomsk, 1993, INES niveau 3).

Størstedelen af den senere tids unormale tildragelser (afvigelser og hændelser) på europæiske atomkraftværker skyldes operatørfejl. Reaktorsikkerheden blev i disse tilfælde genoprettet ved automatisk fejlretning.

Konsekvenserne af Tjernobyl-uheldet er beskrevet såvel i *Dobris*-rapporten som andre steder (E-K, 1996; EC/IAEA/WHO, 1996; E-K, 1998). De øjeblikkelige sundhedsmæssige konsekvenser af uheldet var 31 dødsfald og ca. 140 personer med forskellige grader af strålesyge og andre former for påvirkninger af helbredet. Alle disse akut ramte personer havde tilknytning til kraftværket. Konsekvenserne i form af samfundsøkonomiske forstyrrelser og psykologisk stress (bl.a. evakuering af 120 000 personer) var alvorlige og forventes at vare i lang tid endnu.

Hvad angår senvirkningerne (cancer) er der sket en reel og markant stigning i forekomsten af skjoldbruskcancer hos børn fra de forurenede områder i det tidligere Sovjetunionen, ligesom der muligvis også er sket en stigning i tilfælde af skjoldbruskcancer hos voksne fra de samme områder. Maksimumincidensen af merforekomsten af skjoldbruskcancer er formentlig endnu ikke nået. Dødeligheden for denne type cancer er lav (omkring 1%) sammenlignet med andre cancerformer.

Derimod har man hos befolkningen generelt både i og uden for det tidligere Sovjetunionen ikke observeret stigninger i andre cancerformer, leukæmi, fosterskader, spontan abort eller andre strålingsfremkaldte sygdomme, som kan tilskrives Tjernobyl-uheldet. Der bliver i øjeblikket gennemført omfattende epidemiologiske programmer til yderligere afklaring af, hvilke eventuelle fremtidige sundhedsmæssige virkninger, uheldet måtte have medført. Hvis man ser bort fra tilfældene af skjoldbruskcancer, er det dog ikke sandsynligt, at strålepåvirkningen vil resultere i en målbar overincidens af strålingsinducerede sygdomme hos befolkningen generelt. Tendenserne i de få data, der har været til rådighed for de mange hovedsagelig militærpersoner, der deltog i katastrofeindsatsen på stedet og i den efterfølgende oprydning, er ikke helt så entydige.

### **13.2.3. Større uheld til havs**

De miljøskader, der forårsages af uheld på havet, varierer meget afhængig af stedet for uheldene. Meget store olieudslip tiltrækker offentlighedens hele opmærksomhed, men omfanget af udslippet er ingen indikator for, hvor store de endelige skader vil blive. De faktiske skader kan være meget forskellige afhængigt af, om olieudslippet finder sted i økologisk følsomme kystvande, vejrforholdene og af olietyper (se også kapitel 10, afsnit 10.3.3).

Ved udgangen af 1997 var det seneste olieudslip i europæiske vande med skadelige følger uheldet i februar 1996 i nærheden af Milford Haven i Det Forenede Kongerige (Sea Empress-uheldet). Udslippet var på ca. 72 000 tons råolie, som forurenede 200 km kyst. På trods af, at der både til vands og til lands blev gjort en massiv oprydningsindsats, døde tusinder af fugle. Fiskeri i området blev forbudt, og selv om kysterne ved feriesæsonens start umiddelbart så rene ud, opstod der resten af året forurening, når begravet olie i stormvejr blev bragt op til overfladen igen.

Mellem 1970 og 1996 blev der på verdensplan registreret 1 082 udslip på mellem 7 og 700 tons olie og 384 udslip på mere end 700 tons (ITOPF, 1997). Af dataene fremgår følgende:

- Af de i alt indberettede ca. 10 000 hændelser var langt størstedelen (83%) af den mindste kategori, dvs. < 7 tons.
- Antallet af større olieudslip (> 700 tons) er faldet væsentligt. Ved udgangen af 1980'erne var det gennemsnitlige årlige antal større olieudslip faldet til en tredjedel af niveauet i 1970'erne.
- De få meget store udslip, der fandt sted, tegnede sig for en stor procentdel af det totale olieudslip (efter 1986 tegnede blot 10 af de 366 større udslip på > 7 tons sig således for 74% af den samlede olieudledning).
- Der er gennem de seneste ti år sket et bemærkelsesværdigt fald på verdensplan i det årlige antal større olieudslip.

I Europa er det årlige antal større olieudslip faldende, men faldet sker ikke så hurtigt som faldet i olieudslip på globalt plan. Figur 13.2 viser for perioden 1970-1996 antallet af olieudslip på over 700 tons i europæiske farvande, der er forårsaget af uheld med tankskibe, combination carriers og pramme. I kapitel 10, figur 10.7, er vist antallet af uheld til havs siden 1987 i Europas regionale farvande. Den geografiske fordeling af uheldene fremgår af kort 10.1.

Større uheld til havs (f.eks. uheld med tankskibe eller olieplatforme, ukontrolleret udblæsning af olie og brud på olieledninger) kan have direkte effekt på menneskers sundhed og undertiden også medføre dødsfald. I 1988 var Piper Alpha-eksplosionen i Nordsøen således årsag til 167 dødsfald.

De mange mindre - indberettede og ikke-indberettede - uheld og udslip, der finder sted, kan have betydning på længere sigt afhængig af, hvor persistent det pågældende stof er. Som nævnt i kapitel 10, afsnit 10.3.3, foreligger der ikke beviser for, at større olieudslip eller permanent udsivning af olie medfører uoprettelig skade på havenes ressourcer. Der er dog kun foretaget en begrænset overvågning af oliens biologiske indvirkning på de forskellige former for marine dyr og planter på langt sigt. Man ved, at selv små udslip under uheldige omstændigheder og i følsomme områder kan volde store skader (f.eks. på bundfauna, -flora og sedimenter). Derimod har man stort set ingen viden om, hvorledes mange af de giftige kemikalier - inkl. tungmetaller og chlorerede kulbrinter - indvirker på det marine miljø. At få klarhed over mulige permanente virkninger af olieudslip kræver en mere omfattende overvågning og forskning (ITOPF, 1997).

#### 13.2.4. Naturkatastrofer

De naturlige risici, der kan true miljøet og menneskers sundhed, omfatter bl.a. storme, orkaner, oversvømmelser, tornadoer, cykloner, vinterskader, halebølger, større brande, snestorme, tyfoner, haglstorme, jordskælv og vulkanudbrud. Andre former for miljøødelæggelser som f.eks. skovrydning og ørkendannelse kan være medvirkende til, at nogle af disse naturlige risici opstår eller forstærkes (se kapitel 11).

I modsætning til uheld er de naturlige risici en vigtig "dynamisk kraft" i miljømæssig henseende. De naturlige risici kan være af en så omfattende karakter og have så forskellige konsekvenser, at de er vanskelige af definere. I lighed med teknologiske uheld afhænger virkningerne af de naturlige risici både af selve hændelsesforløbet og af menneskelige faktorer som f.eks. befolkningstæthed, foranstaltninger til forebyggelse og nødplaner. Naturlige risici kan også være med til at fremskynde eller forstærke følgerne af teknologiske uheld.

Som det fremgår af figur 13.3 (OECD, 1997), er der på verdensplan sket en stigning i det registrerede årlige antal naturkatastrofer. Stigningen kan principielt være påvirket af menneskelige aktiviteter, der har forårsaget klimaændringer eller ændringer af landskabet (hvilket derfor udelukker katastrofer som jordskælv og vulkanudbrud). Øget befolkningstæthed i sårbare områder som f.eks. kyststrækninger og flodbassiner har sammen med en stigning i industriaktiviteten i de pågældende

**Figur 13.2 Antal og omfang af olieudslip i de europæiske have, 1970-96**

antal olieudslip                      udledte mængder olie pr. år (1000 tons)

**Note:** Kun udslip på mere end 700 tons

**Kilde:** ITOPF, 1997

**Figur 13.3 Antal naturkatastrofer, 1980-1996**

antal katastrofer

i andre dele af verden

i Europa

**Note:** Inkluderer storme, orkaner, oversvømmelser, tornadoer, cykloner, vinterskader, halebølger, større brande, snestorme, tyfoner og haglstorme. Jordskælv og vulkanudbrud er ikke medtaget.

**Kilde:** OECD, 1997

områder været medvirkende til en række menneskelige katastrofer.

Selv om de fleste af de naturkatastrofer, som indgår i figur 13.3, fandt sted i udviklingslandene, kan der i nogle dele af Europa, især i Syd- og Østeuropa, spores en lignende tendens.

Ligesom i resten af verden er storme og oversvømmelser også i Europa de mest almindelige naturkatastrofer, og tillige de mest kostbare målt på de økonomiske og forsikrede tab (se tabel 13.2). Hvor alvorlige skader, oversvømmelser forårsager, afhænger af flere forhold såsom vandstandens højde og varigheden af den forhøjede vandstand, flodslettens topografi og anvendelse, sikringsforanstaltninger samt årvågenheden hos de personer, der kan tænkes at blive berørt af oversvømmelser. Såvel hyppigheden som følgerne af oversvømmelser kan påvirkes af menneskelige aktiviteter. F.eks. øger dræning af vådområder og kanalisering af floder maksimumvandstrømningen, mens veje kan transportere vandmasserne med sig med heraf følgende jordskred. Mange af disse problemer lå bag oversvømmelsen af Odra- og Vistula-flodernes afvandingsområde i 1997, se box 13.3.

Siden slutningen af 1980'erne har der været en klar stigning i antallet af naturkatastrofer (Swiss Re, 1993). Som eksempel kan nævnes en by ved den tysk-franske grænse (Kehl), hvor Rhinens vandstand kun steg mere end syv meter over normalen fire gange mellem 1900 og 1977, dvs. ca. hvert tyvende år. Siden 1977 er vandet steget til samme niveau 10 gange, dvs. i gennemsnit hvert andet år (UWIN, 1996). Dette forhold har ført til en mangedobling af de økonomiske tab. Af data fra Munich Re (1997) fremgår det, at de økonomiske tab i Europa som følge af oversvømmelser og jordskred for perioden 1990-96 var fire gange større end tabene i hele årtiet 1980-89 og 12,5 gange større end tabene i 1960'erne. De forsikrede tab som følge af oversvømmelser er steget fra 608 mio. US\$ i årtiet 1980-89 til 1 815 mio. US\$ i perioden 1990-96. De økonomiske tab og massive samfundsmæssige rystelser, som naturkatastrofer kan forårsage, understreger vigtigheden af at ofre de naturlige risici og disses samspil med de menneskeskabte miljøpåvirkninger mere opmærksomhed.

### 13.3. Perspektiver for en yderligere forebyggelse af uheld og begrænsning af naturkatastrofer

Samspillet mellem samfundet og det naturlige miljø synes at være stadig mere sårbart over for naturkatastrofer. Tendensen med voksende økonomiske og forsikrede tab som følge af naturkatastrofer er således fortsat med uformindsket styrke (afsnit 13.2.4). De følgende afsnit behandler de strategier, der i Europa er ved at blive udarbejdet af industrien, lovgiverne og de planlæggende myndigheder til styring af de ovennævnte former for alvorlige risici.

#### 13.3.1. Større industriuheld

De større uheld, som afslørede behovet for en politik til regulering af potentielt farlige industrier (f.eks. Flixborough i 1974, Seveso i 1976), havde en række fællestræk:

**Tabel 13.2 Alvorlige oversvømmelser i 1990'erne**

Oversvømmelser (flod/år)	Dødsfald	Skadesomkostninger (mia. ECU)*	Bemærkninger
Tazlau (Rumænien) 1992	107	0,05	Tazlau-dæmningens sammenbrud
Ouveze 1992	41		campingplads



Rhinen/Meuse 1993/94	10	1,1	
Po 1994	63	10	afvandingsområde dækket med op til 60 cm mudder
Rhinen 1995	1,6		evakuering af 240 000 indbyggere i Nederlandene
Glomma- og Trysil-flodbassiner (Norge) 1995	0,3		
Flod i Pyrenæerne 1996	85		campingplads
Oder og Vistula 1997	105	5,9	195 000 personer evakueret, store materielle skader

\* skøn

**Kilde:** EEA-ETC/IW

## 275 Teknologiske og naturlige risici

de lokale myndigheder vidste hverken, hvilke kemikalier der var involveret, eller i hvilke mængder; myndighederne vidste heller ikke nok om de processer, der foregik, til at forstå, hvilke stoffer der kunne dannes, og hvilke kræfter der kunne frigøres ved uheldene; og der eksisterede ikke nogen beredskabsplaner. På denne baggrund søgte man med det første Seveso-direktiv især at sikre de forskellige aktører i risikostyringsprocessen en tilstrækkelig og korrekt information. Ved Seveso II-direktivet blev der indført flere nye vigtige krav (Amendola, 1997) som f.eks.:

- den kompetente myndighed skulle pålægges flere forpligtelser;
- virksomhederne skulle under visse nærmere bestemte omstændigheder udarbejde planer for forebyggelse af større uheld;
- indførelse af en ny kategori af farlige stoffer med betegnelsen "miljøfarlige";
- afprøvning af beredskabsplaner;
- mere detaljerede kriterier for indberetning af uheld;
- udvidelse af offentlighedens adgang til information.

### **Box 13.3: Oversvømmelsen i 1997**

#### *Hvad skete der?*

I juli 1997 oplevede Europa en af de værste oversvømmelser nogensinde. Efter usædvanlig store mængder regn blev meget store områder i den sydlige del af Polen, den østlige del af Tjekkiet og den vestlige del af Slovakiet oversvømmet. De værst ramte steder fik på få dage lige så meget regn, som der normalt falder på et helt år (f.eks. 585 mm på fem dage ved en målestation i Tjekkiet). Mange vandløb i afvandingsområderne for floderne Oder, Labe, Vistula og Morava gik over deres bredder.

Vandmasserne bevægede sig med strømmen og oversvømmede store arealer. Huse og broer blev ødelagt. Industriaffald og spildevand trængte ind i flodvandet og forurenede alt på deres vej: agerjord, butikker, kontorer og boliger.

Oversvømmelsen berørte en fjerdedel af Polen - et område med 4,5 millioner indbyggere - og næsten 1 400 byer og landsbyer. Byerne Opole, Klodzko og Wroclaw blev lagt øde. Alene i Polen blev 400 000 ha landbrugsjord berørt, 50 000 hjem blev ødelagt, mere end 5 000 svin og 1 million kyllinger gik tabt, 170 000 telefonforbindelser blev afbrudt, 162 000 personer blev evakueret og 55 personer blev dræbt. Skaderne på infrastrukturen gik ud over 480 broer, 3 177 kilometer vej og 200 kilometer jernbanenet. De samlede skader i Polen blev vurderet til 4 mia. US\$.

I Tjekkiet forårsagede oversvømmelsen skader til 2,1 mia. US\$, 40 personer mistede livet i vandmasserne, og yderligere 10 personer døde som følge af oversvømmelsen (hjertetilfælde, infektioner). Ca. 2 150 hjem blev helt ødelagt, og 18 500 blev skadet. I alt blev 26 500 personer evakueret. I Tyskland måtte 6 500 personer evakueres fra deres hjem. I den værst ramte tyske delstat, Brandenburg, blev omkostningerne vurderet til 361 mio. US\$. I mange af de berørte lande var oversvømmelsen en national tragedie, som gav kaos i kommunikationssystemerne, krævede øjeblikkelig humanitær bistand og afslørede alvorlige mangler i nødplanerne og beredskabet.

De økologiske konsekvenser omfattede øgede koncentrationer af næringsstoffer og forurenende stoffer i Oder-flodens munding. Flodvandet førte tungmetaller, mineralolie og organiske sporstoffer som f.eks. simazin og atrazin med sig. Koncentrationen af kvælstof i Oder-floden var seks til otte gange større end gennemsnittet for 1996, mens koncentrationen af fosfat var 16 gange større end 1996-gennemsnittet.

#### *Underliggende årsager*

Oversvømmelsen var forårsaget af ekstreme regnmængder, men effekten af regnen blev kraftigt forværret af menneskeskabte ændringer af omgivelserne. Især har menneskelige aktiviteter formindsket flere af de oversvømmede afvandingsområders evne til at holde vand tilbage. Absorptionsevnen er blevet reduceret som følge af ødelæggelse af skove og vådområder ved floderne, vandbygningsarbejder ved bjergstrømme og floder, ødelæggelse af vegetationen langs floderne, fjernelse af naturlige elementer, der holder vand tilbage (hegn, små skove og klynger af vegetation) samt dræning af agerjord. De seneste 10 års udretning og afkortelse af Oder og Vistula har gjort disse floder mere udsat for oversvømmelser. Resultatet er, at der i de seneste 10 år eller mere jævnlige har været alvorlige oversvømmelser i området, men disse advarselssignaler er blevet ignoreret.

#### *Hvad kan man lære heraf?*

Oversvømmelsen i 1997 afslørede adskillige mangler i beredskabsplanerne for det oversvømmede område. På grund af en ineffektiv kontrol med arealanvendelsen var der blevet bygget boliger og virksomheder i oversvømmelsestruede områder, hvilket gjorde skaderne endnu større. Dæmninger o.lign. var i en sørgelig stand. Ineffektive kommunikationssystemer og manglende koordinering mellem politi, brandvæsen, civilforsvar og hær var en hindring for nødhjælpsarbejdet. Kompetencestridigheder mellem de lokale og nationale myndigheder under udbedringsarbejdet afslørede bureaukratiske og utilstrækkelige overvågnings- og styresystemer. I praksis var det de lokale myndigheder, græsrodsbevægelserne og virksomhederne, der spillede en central rolle og ydede befolkningen hjælp til selvhjælp og hjalp med at få gang i genopbygningen af de ødelagte lokalsamfund.

Erfaringerne fra oversvømmelsen tvinger nødvendigvis landene i de berørte områder til nytænkning, når de skal udarbejde planer til forebyggelse af oversvømmelser og beskyttelse af miljøet. Der er opstået en

erkendelse af, at en ændret holdning er nødvendig. Man må holde op med at betragte forebyggelsen og den efterfølgende udbedring som et rent teknisk problem og i stedet betragte problemet som en del af et dynamisk samspil mellem mennesker og natur. En sådan ændret holdning kræver imidlertid større bevidsthed om og forståelse af dette samspil.

**Kilder:** REC, 1997; Christine Bismuth & Marian Pohl, Umweltbundesamt; Bismuth m.fl., 1998.; Nationale knudepunkter i Tjekkiet, Polen og Slovakiet.

Ifølge Seveso II-direktivet kræves det også, at medlemsstaterne får en politik for arealanvendelsen, og at denne tager behørigt hensyn til risikoen for større uheld, som kan medføre væsentlige konsekvenser af samfundsmæssig og organisatorisk karakter. Kravene er:

- at et bredere udsnit af myndigheder, især lokale planlægningsmyndigheder, skal involveres i beslutninger om foreneligheden af nye installationer og anlæg med de gældende planer for arealanvendelsen;
- at også borgerne deltager i beslutningsprocessen og spiller en meget mere aktiv rolle i den overordnede politik for risikostyringen.

Den nyligt reviderede (Genève 1997) UNECE-konvention om de grænseoverskridende følger af industriuheld (Helsinki, 1992) afspejler, at kemisk forurening ved industriel og anden anvendelse af kemikalier kan have grænseoverskridende virkninger. Konventionen gør det lettere for parterne at forebygge, berede sig på og reagere på industriuheld, der kan få grænseoverskridende virkninger, ligesom den fremmer internationalt samarbejde på disse områder. Konventionen forpligter endvidere parterne til at indføre og bruge kompatible og effektive systemer til indberetning af uheld, således at de har mulighed for at få og videregive oplysninger, der kan bruges til at bekæmpe uheldenes grænseoverskridende virkninger.

I kraft af sin vidtrækkende karakter, der bygger på forpligtelser, forbud mod uacceptable aktiviteter og et kontrolsystem, der involverer medlemsstaternes virksomheder og kompetente myndigheder samt Europa-Kommissionen, kan Seveso II-direktivet tjene som model for Østeuropa. Tilsvarende tværnationale ordninger eksisterer ikke andre steder.

### **13.3.2. Nukleare hændelser/uheld**

Selv om Tjernobyl-uheldet ikke har givet nogen erfaringer, der kan bruges ved konstruktion og regulering af andre typer atomkraftværker end dem, der benytter samme type reaktorer (RMBK), har uheldet alligevel betydet en ny udfordring for Europa og har f.eks. understreget behovet for et bedre nationalt og internationalt beredskab i tilfælde af større nukleare uheld.

Det igangværende arbejde om nuklear sikkerhed har to hovedmål:

- Yderligere reduktion af faren for alvorlige uheld i nye atomkraftværker og, skulle uheldet ske, en begrænsning af uheldets virkninger, så de holder sig inden for anlæggets område.
- Indførelse af generelle sikkerhedsprincipper, som kan accepteres og vil blive håndhævet af alle lande, og som på alle niveauer giver en forståelse af problemerne omkring nuklear sikkerhed og miljøbeskyttelse.

De nye forbindelser, der i begyndelsen af 1990'erne blev etableret mellem CØE-landene, NIS og resten af Europa, har skabt gode betingelser for en yderligere udvikling af den internationale dimension af nuklear sikkerhed. I 1994 blev der vedtaget en international konvention om nuklear sikkerhed, der især tager sigte på at opnå en ensartet - og højere - grad af sikkerhed på atomkraftanlæg på verdensplan. En gruppe bestående af 24 lande, inkl. de vesteuropæiske lande, Canada, USA og Japan, arbejder for tiden på at løse specifikke problemer omkring nuklear sikkerhed i Østeuropa. Arbejdet støttes økonomisk med bevillinger fra E-K's TACIS og PHARE-programmer og med lavt forrentede lån fra EURATOM og Den Europæiske Bank for Genopbygning og Udvikling (EBGU).

Som led i IAEA's OSART-program (Operational Safety Review Team) fra 1983 gennemgår internationale ekspertgrupper på opfordring fra værtslandets regering driftssikkerheden på de enkelte atomkraftværker. Ved udgangen af september 1997 var der i alt foretaget 89 kontrolbesøg (heraf 53 i Europa) ved 62 atomkraftværker i 30 lande. Disse OSART-kontrolbesøg har givet særlig gode resultater i CØE-landene.

Såfremt der trods disse forskellige foranstaltninger alligevel skulle opstå en nuklear nødsituation, skal der være mulighed for en hurtig udveksling af relevante og pålidelige oplysninger. Med henblik herpå har IAEA

og Europa-Kommissionen etableret kommunikationssystemer til brug for transmission af vigtige radiologiske oplysninger mellem IAEA, Europa-Kommissionen og deres respektive medlemslande.

### ***13.3.3. Større uheld til havs***

Der er indgået flere internationale aftaler med det mål at reducere risikoen for uheld til havs og de miljøskader, sådanne uheld kan forvolde. Ud over de globale konventioner om disse spørgsmål (f.eks. den internationale konvention om forebyggelse af havforurening med olie, 1954) er der indgået adskillige regionale konventioner, eksempelvis for Østersøområdet, Det nordøstlige Atlanterhav og Sortehavet.

OPRC-konventionen (The International Convention on Oil Pollution Preparedness, Response and Co-operation) har som mål at forebygge forurening af havet som følge af olieudslip. Ifølge konventionen skal parterne indføre et nationalt system til imødegåelse af olieudslip, der bygger på forsigtighedsprincippet. Dette indebærer, at der skal opretholdes et vist beredskab med henblik på oprydning efter olieudslip. Parterne skal endvidere yde bistand til andre lande ved uheld med olieudslip. Hjælp til andre lande, f.eks. udviklingslande, til at etablere et beredskab kan også komme på tale. The International Maritime Organisation (IMO) yder støtte i form af teknologisk samarbejde, der skal gøre det muligt for udviklingslandene at tiltræde OPRC-konventionen. I januar 1998 havde 35 parter (heraf 11 europæiske) underskrevet konventionen.

Et hovedpunkt på IMO's dagsorden for beskyttelse af havområder er sikkerheden på tankskibe. Verdens tankskibsflåde er ved at blive gammel, og der er påvist en sammenhæng mellem alder og uheldsfrekvens. De fleste tankskibe blev bygget i 1970'erne og er derfor ikke omfattet af mange af de siden indførte strengere krav. I dag har kun 251 af verdens 3 500 tankskibe dobbeltskrog. Inden for de næste få år skal størstedelen af den samlede tankskibsflåde enten forsynes med dobbeltskrog eller skrottes. Ifølge IMO bliver det dog nødvendigt med en indfasning af denne foranstaltning over en række år, bl.a. på grund af den begrænsede værftskapacitet.

#### **13.3.4. Uheld som følge af naturlige risici**

Det i afsnit 13.2.4 beskrevne samspil mellem menneskelige aktiviteter og naturlige risici har øget den fare, som disse naturlige risici udgør for menneskers sundhed og miljøet. Dette er med til at understrege nødvendigheden af en arealplanlægning, der kan mindske eller forhindre sådanne skadelige virkninger.

De Forenede Nationer lancerede Det Internationale Tiår for Bekæmpelse af Naturkatastrofer (IDNDR, 1990-2000) for at bevidstgøre borgerne om, hvor meget de selv er i stand til at gøre for at beskytte sig mod naturkatastrofer. Verdenskonferencen om begrænsning af naturkatastrofer, der fandt sted i Yokohama i 1994, var en vigtig milepæl i IDNDR's bevidstgørelsesproces. På konferencen blev der udarbejdet vejledende principper for forebyggelse af naturkatastrofer, beredskab og reduktion af virkninger. Bl.a. kan nævnes:

- risikovurderinger;
- forebyggelse af uheld og beredskab som et fast element i udviklingspolitikken og planlægningsprocedurerne;
- systemer med tidlig varsling;
- forebyggende foranstaltninger, der involverer alle niveauer: lokalsamfundet, den nationale regering og de regionale og internationale instanser;
- uddannelse og træning;
- udveksling af teknologisk knowhow til forebyggelse, reduktion og begrænsning af uheld.

Disse retningslinier fra IDNDR giver et godt grundlag for en global strategi for begrænsning af naturlige risici, som bygger på bidrag fra de deltagende lande. Mange lande, herunder flere europæiske, har udarbejdet en lang række nationale planer, der skal begrænse følgerne af naturkatastrofer i næste århundrede.

Faren for, at drivhuseffekten vil øge hyppigheden og omfanget af ekstreme hændelser såsom orkaner og oversvømmelser, muligvis den alvorligste konsekvens af konflikten mellem menneskelige aktiviteter og naturen, er behandlet i kapitel 2. Denne trussel har sammen med de seneste oversvømmelser fået mange europæiske lande til at udarbejde handlingsplaner til bekæmpelse af oversvømmelser, hvis enkelte dele skal integreres i eksisterende programmer for forvaltning af afvandingsområder. De vigtigste anbefalinger og retningslinjer drejer sig om, hvorledes man skal holde vandmasserne tilbage, forbedre varslingssystemerne og begrænse potentielle skader (f.eks. ved at undgå byggeri på oversvømmelsestruede arealer). For tiden bliver

der gjort en indsats for at gøre offentligheden mere bevidst om risikoen for oversvømmelse og for at styrke rådgivningen i tilfælde af oversvømmelse.

**Referencer**

Amendola, A. (1997). *Approaches to risk analysis in the European Union*. Séminaire Euroforum: Analyse Quantitative des Risques. Paris, Frankrig.

Bismuth, C., Schmitz, E., Wiemann, A. (1998). *Das Oderhochwasser*. Umweltbundesamt. Tyskland.

Drogaris, G. (1993). *Learning from Major Accidents Involving Dangerous Substances*. *Safety Science*, nr. 16.



EC/IAEA/WHO (1996). *Proceedings of an International Conference: One Decade after Chernobyl - Summing up the Consequences of the Accident*. Wien, 8.-12. april 1996. IAEA Wien, Østrig.

E-K (1988). *Beretning om gennemførelsen i medlemsstaterne af direktiv 82/501/EØF af 24. juni 1982 om risikoen for større uheld i forbindelse med en række industrielle aktiviteter*. KOM(88) 261. Bruxelles, Belgien.

E-K (1996). *Proceedings of the first international conference: The radiological consequences of the Chernobyl accident*. Minsk, 18.-22. marts 1996. EUR-rapport 16544, 1192 sider. Kontoret for de europæiske fællesskabers officielle publikationer, Luxembourg.

E-K (1998). *Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident*. EUR-rapport 16733. Kontoret for de europæiske fællesskabers officielle publikationer, Luxembourg.

EU-Rådet (1982). *Rådets direktiv 82/501/EØF om risikoen for større uheld i forbindelse med en række industrielle aktiviteter ("Seveso I")*. De Europæiske Fællesskabers Tidende.

EU-Rådet (1997). *Rådets direktiv 96/82/EF om kontrol med risikoen for større uheld med farlige stoffer ("Seveso II")*. De Europæiske Fællesskabers Tidende.

ITOPF (1997). International Tanker Owners Pollution Federation, www-page <http://www.itopf.com/>, London, Det Forenede Kongerige.

Munich Re Insurance Company (1997). Personal communication and *Munich Re - Topics, Annual review of natural catastrophes 1996*.

OECD (1997). *OECD Environmental Data Compendium 1997*. OECD, Paris, Frankrig.

Rasmussen, K. (1996). *The Experience with the Major Accident Reporting System from 1984 to 1993*. E-K, EUR 16341 EN.

REC (1997). *The Bulletin: Quarterly Newsletter of the Regional Environmental Center for Central and Eastern Europe*, nr. 2, bind 7, sommeren 1997.

Swiss Re Insurance Company (1993). *Natural Catastrophes and Major Losses in 1992: Insured Damage Reaches New Record Level*. I *Sigma Economic Studies*. Red.: E. Rudolph.

UWIN (1996). *Worldwatch Paper on River and Wetland Development*. Universities Water Information Network, Southern Illinois University, Carbondale, USA.

## 14. Integrering af miljøpolitikken og -foranstaltningerne i de samfundsøkonomiske sektorer

### 14.1. Indledning

EU's miljøkommissær, Ritt Bjerregaard, bemærkede for nylig (5. februar 1998), at der er en stor kløft mellem menigmands opfattelse af miljøproblemer og lovgivernes måde at løse problemerne på:

*"Vi deler problemerne op i overkommelige bidder, som afspejler den etablerede fordeling af ansvar og kompetence mellem de enkelte ministerier og afdelinger... . Borgerne forventer, at vi sikrer ren luft, rent vand, sunde fødevarer, beskyttelse af vilde dyr og planter samt landskaber, og at vi bevarer disse værdier for fremtiden. Der er tale om en helhedsvision, ... en vision, som vi hidtil ikke har evnet at indpasse i tilstrækkelig grad i vor politik og beslutningstagning."*

De forudgående kapitler har hovedsagelig fokuseret på, hvorledes forurening belaster miljøet og skader menneskers sundhed og økosystemerne. For hvert enkelt problem er de drivende kræfter identificeret (menneskelige aktiviteter). Et par steder i rapporten behandles tendenserne i disse drivende kræfter, som er fælles for mange miljøproblemer. Ved fastlæggelsen af den videre strategi og implementeringen heraf er det vigtigt at forstå de menneskelige aktiviteters generelle indvirkning på miljøet og at anlægge en helhedsvurdering ved løsningen af de opståede problemer.

Dette kapitel sammenfatter oplysningerne fra de tidligere kapitler og giver et samlet overblik over de vigtigste samfundsøkonomiske sektors indvirkning på miljøet. Derefter vurderes det, hvor langt man er nået med at integrere miljøhensyn i sektorpolitikkerne og -foranstaltningerne.

Tabel 14.1 viser, hvorledes de vigtigste samfundsøkonomiske sektorer påvirker miljøet. Tabellen er tænkt som en illustration af, hvor de forskellige sektorer gør mest skade på miljøet, og som et udgangspunkt for en sektorvis analyse af miljøproblemerne.

Historisk set har de fleste lovgivere og forskere koncentreret deres indsats om de forskellige problemområder, som danner overskrifterne i tabel 14.1. Mange af disse problemer er imidlertid resultatet af aktiviteterne i de samfundsøkonomiske sektorer (første kolonne). Denne voksende interesse for de enkelte sektorer afspejles også i f.eks. det paneuropæiske "Environmental Programme for Europe" fra 1995, EU's femte miljøhandlingsprogram fra 1992 og EU's Amsterdam-traktat fra 1997 (se box 14.1).

Eftersom hver samfundsøkonomisk sektor bidrager til flere forskellige miljøproblemer, som regel via ganske få forurenende stoffer, kan en miljømæssig indsats i én sektor være til gavn for flere problemområder. F.eks. bidrager transportsektorens emission af kvælstofoxider til ozonforurening, forsuring og luftforurening i byerne, mens energisektorens emission af svovldioxid bidrager til forsuring og luftforurening i byerne. Hvis man begrænser osen fra transportmidlernes udstødning ved at bremse væksten i trafikken, vil dette give gavnlige "bivirkninger" i form af mindre støj, færre ulykker og mere plads på vejene. Tages disse "multieffektstoffer" og gavnlige virkninger i betragtning, vil miljøforanstaltningernes omkostningseffektivitet blive væsentligt forbedret (se f.eks. afsnit 4.7 om den nye "multieffekt-/multistof"-protokol til UNECE's konvention om grænseoverskridende luftforurening over store afstande). Søger man i højere grad at finde helhedsløsninger på forureningsproblemet, vil dette også kunne øge den politiske opbakning til de nødvendige tiltag og være til gavn for såvel Sydeuropa (mindre sommersmog) som Nordeuropa (mindre forsuring).

### 14.2. Sektorvis gennemgang af miljøpåvirkningerne

Nedenfor er foretaget en kort gennemgang af de enkelte sektors bidrag til de vigtigste miljøpåvirkninger. Udviklingen i sektorerne er nærmere beskrevet i kapitel 1-13, særlig i kapitel 1 og afsnit 2.5 (energi), afsnit 4.6 (transport), afsnit 6.2 (kemisk industri) og afsnit 8.3 (landbrug).

#### **Transport**

Luftforurening, støj, overfyldte veje og inddragelse af friarealer er de vigtigste miljøpåvirkninger fra transportsektoren

og den stigende trafikmængde. For hele Europa er vejgodstransporten siden 1980 steget med 54% (i tons/kilometer), passagertransporten med bil er siden 1985 vokset med 46% (i personkilometer) (kun EU), mens antallet af passagerer transporteret med fly i samme periode er vokset med 67%. Resultatet er, at transportsektoren er blevet den største bidrager til  $\text{NO}_x$ -emissionen (60% i 1995). Miljøforanstaltningerne har fokuseret på at forbedre emissionsnormerne for køretøjer og brændstofkvaliteten samt minimere vejenes og jernbanernes miljøpåvirkninger.

På det seneste er der sket forbedringer: Emissionen af  $\text{NO}_x$ , CO, bly og NMVOC'er er faldende. Der er imidlertid risiko for, at miljøforanstaltningerne i de kommende år ikke kan holde trit med det voksende transportomfang. Følger de østeuropæiske lande de vesteuropæiske landes forbrugsmønstre, er vækstpotentialet størst i Østeuropa. Hvis trafikmængden fortsætter med at stige, kan emissionen på europæisk plan forventes igen at øges inden for de kommende ca. 15 år.

### ***Energi***

Energiforbruget, som er den væsentligste drivende kraft bag klimaændringer og en række luftforureningsproblemer, har siden *Dobris*-rapporten i Vesteuropa holdt sig på et

**Box 14.1: Hovedanbefalinger i Environmental Programme for Europe (EPE) (1995), Europa-Kommissionens femte miljøhandlingsprogram (1992) samt EU's Amsterdam-traktat (1997)**

**Environmental Programme for Europe**

Sikre integrering af miljøhensyn i alle beslutninger under hensyntagen til miljømæssige omkostninger, fordele og risici; anvende forsigtighedsprincippet og princippet om, at "forureneren betaler"; fremme partnerskaber mellem regeringer, parlamenter, erhvervsliv og NGO'er.

Sikre, at alle europæiske lande inden 2010 har opnået en høj grad af energieffektivitet.

Forpligtelserne i henhold til rammekonventionen om klimaændringer til at reducere drivhusgasser bør styrkes og opfyldes ved brug af en række forskellige midler, herunder økonomiske instrumenter, større energieffektivitet, fremme af vedvarende ressourcer samt forbedring af kulstofdrænen i land- og skovbrug.

I industrien bør der tages skridt til fremme af vurderinger af livscyklus, en miljøvenlig indkøbspolitik og bedre markedsadgang for miljøvarer og -tjenesteydelser.

"Vugge til grav"-princippet, producentansvar og internalisering af eksterne omkostninger bør fremmes.

I transportsektoren bør det overvejes at mindske transportmængden. Andre tiltag, der bør fremmes, omfatter en styrkelse af den kollektive transport, bedre planlægning af arealanvendelse, udvidet brug af vurderinger af virkninger på miljøet samt økonomiske instrumenter og forbedring af tekniske standarder.

Inden for landbruget bør der udarbejdes en adfærdskodeks, som skal implementeres og gøres kendt.

Bevaringen af biologisk og landskabsmæssig mangfoldighed bør indgå som et mål i alle økonomiske sektorer.

**Europa-Kommissionens femte miljøhandlingsprogram**

"Opnåelsen af den ønskede balance mellem menneskenes aktiviteter og udvikling og beskyttelse af miljøet ... kræver, at der indgår miljøbetragtninger i formuleringen og gennemførelsen af den økonomiske og sektorrettede politik ..."

"[fokusering] på faktorer og aktiviteter, som udpiner naturressourcer og på anden måde ødelægger miljøet, frem for at vente til problemerne opstår"

fokusering på "de virkelige 'problemer', som forårsager miljømæssige tab og skader, [nemlig] menneskenes nuværende forbrugs- og adfærdsmønstre ..."

"ansvarsdeling" mellem alle aktører, herunder den brede offentlighed (både som enkeltvis borgere og som forbrugere) ...

"et bredere udvalg af instrumenter..."

"markedspriser", der "[afspejler] de fuldstændige omkostninger for samfundet af produktion og forbrug, herunder miljøomkostningerne."

om denne fremgangsmåde lykkes, "afhænger i høj grad af strømmen og kvaliteten af informationer, både set i forhold til miljøet og som informationsudvekslingen forløber mellem de forskellige aktører herunder den brede offentlighed".

**EU's Amsterdam-traktat**

"Miljøbeskyttelseskrav skal integreres i udformningen og gennemførelsen af Fællesskabets politikker og aktioner ... især med henblik på at fremme en bæredygtig udvikling".

konstant højt niveau. I Europa som helhed faldt energiforbruget mellem 1990 og 1995 med 11%, hvilket skyldes en nedgang på 23% i Østeuropa som følge af den økonomiske omstrukturering. Siden 1990 er også emissionen af drivhusgasser og andre luftforurenende stoffer hidrørende fra energiforsyningen faldet. Faldet i Vesteuropa er især en følge af en omlægning fra olie og kul til andre former for brændstoffer, mens faldet i Østeuropa hovedsagelig er forårsaget af den økonomiske nedgang. Foranstaltninger til forøgelse af energieffektiviteten (indførelse af kombinerede kraftvarmeværker, mærkning af husholdningsapparater) og fremme af vedvarende energikilder er blevet indført.

På trods heraf sker der kun et langsomt fald i energiintensiteten på ca. 1% om året. Der er dog i Vesteuropa stadig store tekniske muligheder for at forbedre energieffektiviteten, særlig i transportsektoren og husholdningerne. Erfaringerne tyder imidlertid på, at så længe priserne på fossile brændstoffer er lave, vil det være nødvendigt med en stærkere indsats for at opnå sådanne fremskridt. I Østeuropa vil konvergenen med den vesteuropæiske økonomi kunne vende den nuværende tendens til lavere energiforbrug og føre til en ny vækst i emissionen af drivhusgasser og andre luftforurenende stoffer. Dette gælder især industri-, transport- og husholdningssektorerne.

### Industri

Siden 1990 er der sket fald i den europæiske industris væsentligste bidrag til miljøproblemerne - drivhusgasser, forurening, troposfærisk ozon og vandforurening. Faldet skyldes især miljøindsatsen i Vesteuropa og den økonomiske tilbagegang i Østeuropa. Der er dog stadig områder, der giver anledning til bekymring. F.eks. produceres der voksende mængder industriaffald. Mellem 1990 og 1995 lå den gennemsnitlige stigning således på 2,5% om året. Der er indført foranstaltninger til integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening (IPPC) for at begrænse miljøpåvirkningerne fra industrien på europæisk plan. Imidlertid er der stadig både behov og mulighed for at opnå en væsentlig bedre "miljøeffektivitet", især hvad angår energi, vand og materialer. Dette gælder ikke mindst for små og mellemstore virksomheder, som tegner sig for en væsentlig del af industrisektorens forurening i EU, og som ikke er omfattet af direktivet om integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening.

### Landbrug

Alt i alt er der siden slutningen af 1980'erne sket et fald i anvendelsen af gødning og pesticider i Europa. Faldet kan i Vesteuropa tilskrives en mere effektiv anvendelse af sådanne midler og for Østeuropas vedkommende et fald i landbrugsproduktionen og -indkomsten. I Europa som helhed er antallet af kreaturer og svin faldet, men i Nordvesteuropa udgør husdyrgødning dog fortsat et forureningsproblem, ligesom husdyrgødning skaber voksende problemer i Sydeuropa. Der benyttes mere vand til kunstvanding, hvilket i nogle områder medfører tab af vådområder og vandmangel. Sammenpresning af jorden og andre former for forringelser af jordbunden forårsaget af landbrugets driftsformer (f.eks. ørkendannelse og saltdannelse) er stadig meget udbredte, særlig i Sydeuropa og i NIS.

**Tabel 4.1 Forskellige sektorer væsentligste bidrag til miljøproblemerne**

Miljø- pro- blemer	Klima- æn- dring	Stratos- sfærisk ozon	Forsu- ring	Tropos- sfærisk ozon	Kemi- kalier	Affald	Bio- diver- sitet	Ferske vand- om- råder	Hav- og kyst- miljø	Jord By- mil jø	Tekno- giske og na- turlige risici
Sektor Industri	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓
Energi	✓		✓	✓		✓			✓	✓	✓
Land-/ Landbrug	✓		✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	

skovbrug

---

Fiskeri					✓		✓		
Transport	✓		✓	✓		✓		✓	✓
Husholdninger/ forbrugere	✓	✓	✓	✓		✓		✓	
Turisme					✓	✓	✓	✓	
Militæret					✓		✓		✓

---

**Note:** Formålet med denne tabel er alene at give et generelt indtryk af de forskellige sektors væsentligste direkte bidrag til miljøproblemerne.

**Kilde:** EEA

Levesteder og arter trues stadig mere af det intensive landbrug i alle dele af Europa og i særlig grad i EU (på grund af den nuværende prioritering i den fælles landbrugspolitik, hvor der fortsat lægges vægt på at øge udbyttet). I dele af CØE er der af økonomiske årsager sket en stigning i produktionen af kemikaliefri fødevarer. Mellem 1990 og 1995 var der i EU fremgang for landbrug, der drives økologisk af ideologiske grunde. De økologiske landbrugs andel af de samlede landbrugsarealer voksede fra 1,5% til 6%.

### **Husholdninger**

Husholdningerne er gennem deres forbrug af varer og tjenesteydelser diffuse, men væsentlige og voksende kilder til miljøbelastningerne, såvel direkte som indirekte. Ifølge undersøgelser foretaget i forskellige EU-lande kan f.eks. 10-40% af drivhusgasserne, 15-60% af VOC'erne, 5-50% af det eutrofierende kvælstof og fosfor samt 40-60% af efterspørgslen efter vand tilskrives husholdningerne.

Det voksende antal husstande i Europa skyldes ikke så meget befolkningstilvæksten som befolkningens aldring, højere skilsmissetal og et voksende antal personer, der ønsker at bo alene.

Den stigende efterspørgsel efter jord, opvarmede rum og husholdningsapparater bidrager også til den øgede miljøbelastning. I Nordeuropa tegner lys og husholdningsapparater sig for ca. 20% af husholdningernes energiforbrug, mens rumopvarmningens andel udgør ca. 50%.

Hvis politikkerne blev fokuseret mere på husholdningerne og disses adfærd, og sådanne politikker blev gennemført på nationalt og europæisk plan, ville der formentlig kunne opnås væsentlige miljømæssige forbedringer. Det er således beregnet, at husholdningerne i Det Forenede Kongerige frem til år 2010 omkostningsfrit kan spare 2,7 MtC alene ved at bruge mere effektive husholdningsapparater og lamper, hvis indsatsen bliver støttet af en EU-politik om normer for energieffektivitet, miljømærkning og andre tiltag (Boardman, B., 1997). I europæiske lande med lave temperaturer og med en boligmasse, der er dårligt isoleret, som f.eks. i dele af CØE, vil det dog kræve en væsentlig indsats at forbedre energieffektiviteten i boligerne.

Det er absolut nødvendigt at inddrage offentligheden (som forbrugere og borgere), hvis man ønsker at mindske husholdningernes bidrag til miljøproblemerne. Uden forbrugernes og borgernes aktive medvirken vil politiske værktøjer som f.eks. "demand-side management" af vand, energi og transport samt miljømærkning og miljøafgifter ikke kunne fungere.

### **Turisme**

I takt med den voksende turisme i Europa, som er målet for 60% af alle internationale turister på verdensplan, vokser også belastningen på kystnære og alpine levesteder, havmiljø, kloaksystemer og vandforsyning. Den voksende bevidsthed omkring disse problemer har ført til en række hovedsagelig frivillige miljøtiltag.

Turistindustrien har på frivillig basis selv fremsat ønsker om retningslinjer og prioriteter for indsatsen fra både regeringernes og rejse- og turistsektorens side. F.eks. ønsker man at indføre vurderinger af turismens indvirkninger på miljøet, udarbejde programmer for en bæredygtig turisme samt udvikle bæredygtige turistprodukter. På de respektive planlægningsniveauer gøres der imidlertid ikke nok for at integrere miljødimensionen i udviklingen af turismen.

### **Militæret**

Som begivenhederne under Golfkrigen og i Bosnien-Hercegovina (se boks 14.2) har vist, kan krig her i slutningen af det tyvende århundrede medføre forfærdende miljømæssige og menneskelige omkostninger. Men også andre militære aktiviteter end krig kan have alvorlige miljømæssige konsekvenser.

F.eks. er regeringerne først for nylig begyndt at få øjnene op for de miljømæssige konsekvenser af den Kolde Krig. Navnlig i Østeuropa er gamle militærbaser og forladt udstyr, inkl. atomubåde, kilder til alvorlig forurening, som truer menneskers sundhed og miljøet. I det tidligere Østtyskland efterlod de tidligere sovjetiske tropper over 1 000 forhenværende militærbaser og op imod 6 000 forurenede grunde (se afsnit 11.2). I Ukraine findes der enorme lagre af nukleare og konventionelle våben, som mangler at blive skrottet.



I mange europæiske lande er militæranlæg og -aktiviteter undtaget fra en stor del af miljølovgivningen. Ofte kender man derfor ikke omfanget af den militære forurening i Europa. Nogle militære aktiviteter kan dog have gavnlige virkninger. I tætbefolkede, urbaniserede lande såsom Det Forenede Kongerige og Nederlandene findes nogle af de rigeste og bedst bevarede levesteder på militærets øvelsespladser. Der er i de senere år gjort en stor indsats for at forbedre forholdene i disse områder og beskytte dem mod militærmanøvrer.

I 1995 vedtog repræsentanter for 29 europæiske lande en UNEP/UNECE-erklæring om militære aktiviteter og miljøet,

hvor det understreges, at militærbaser o.lign. skal opfylde nationale miljøbestemmelser, især hvad angår håndtering og bortskaffelse af farligt affald. NATO har iværksat en række pilotundersøgelser om forsvarsrelaterede miljøproblemer. Undersøgelsen omfatter 23 østeuropæiske lande.

### ***Den finansielle sektor***

Den finansielle sektor er af central betydning for en bæredygtig udvikling, både fordi sektoren gennem forsøg på at begrænse miljøansvaret kan øve indflydelse på en dårlig miljøstyring og fordi den kan påvirke en bæredygtig udvikling i positiv retning ved at dirigere kapital bort fra ubæredygtige økonomiske aktiviteter som f.eks. brug af fossile brændstoffer til mere "miljøeffektive" aktiviteter. Hovedsagelig som følge af "mangel på fyldestgørende oplysninger, der kan danne grundlag for en evaluering af virksomheder og investeringer" har man kun i begrænset omfang kunnet benytte midler fra pensions- og forsikringsfonde til at fremme en bæredygtig udvikling (Schmidheiny, 1992; Schmidheiny og Zorraquin, 1996). Denne konklusion er senere blevet bekræftet i en rapport bestilt af Europa-Kommissionen (E-K, 1997).

Bankers, forsikringsselskabers og pensionsfondes direkte miljøpåvirkning er kun lille, men den indirekte påvirkning gennem finansieringen af økonomiske aktiviteter inden for alle sektorer er til gengæld stor. Offentlig investeringsstøtte som den, der ydes af struktur-, samhørigheds- og PHARE-fondene, Den Europæiske Investeringsbank og Den Europæiske Bank for Genopbygning og Udvikling (EBGU) øver en betydelig indirekte indflydelse, idet støtten bl.a. går til transport-, vand- og energiinfrastruktur. Strukturfondens miljøforanstaltninger i 1993 og tilsvarende miljøvenlig investeringsstøtte fra andre offentlige instanser har ført til en større integration af miljødimensionen via vurderinger af miljøvirkningerne og af politikkerne generelt. Når der ses bort fra visse dele af bank- og forsikringsverdenen, som er blevet tilskyndet af UNEP, har den private finansielle sektor kun langsomt bevæget sig ind på miljøområdet. Reassuranceselskaberne har dog været aktive, hvad angår den globale opvarmning.

De "grønne" investeringsfonde er stadig meget små, men er dog voksende, ligesom de er meget succesrige, hvis de som i Nederlandene får skatteincitamenter. Skal det lykkes at integrere miljøpolitikken i den finansielle sektor, vil det formentlig kræve nye metoder til måling af virksomheders og offentlige institutioners miljøresultater med vægt på effektiv ressourcudnyttelse, forebyggelse af forurening og produktstyring (WRI, 1997).

### **14.3. Fremskridt**

Nødvendigheden af at integrere miljøhensyn i de beslutninger, der bestemmer den økonomiske aktivitet i de samfundsøkonomiske hovedsektorer, har medført, at man i indsatsen for at forbedre miljøet nu er begyndt at se mere på årsagerne til problemerne i stedet for at fokusere på selve miljøproblemerne. Herved bliver det muligt at yde en mere omkostningseffektiv miljøindsats. I takt med at efterfølgende afhjælpningsforanstaltninger ("end-of-pipe actions") bliver erstattet med forebyggende tiltag, der skal fremme en renere produktion og et "grønnere" design, kommer stadig flere af de miljøpolitiske initiativer fra "sektorministerierne", der kan påvirke kilderne til miljøbelastningerne, hvor førhen de fleste af initiativerne kom fra miljøministerier, der stod for den efterfølgende "oprydning".

Det er vanskeligere at måle fremskridtene i

#### **Box 14.2: Miljømæssige konsekvenser af krigen i Bosnien-Hercegovina**

Bosnien-Hercegovina er et af de mindste lande i Europa med et areal på 51 000 km<sup>2</sup> og en befolkning på 4,4 millioner. I december 1995, da Dayton-aftalen blev underskrevet og gjorde en ende på tre års krig i Bosnien-Hercegovina, havde de menneskelige tab nået tragiske højder: 250 000 dødsfald og 3 millioner flygtninge. De materielle skader var store: 80% af elproduktionskapaciteten var blevet ødelagt eller afbrudt; industriproduktionen var blevet reduceret til 13% af den oprindelige kapacitet, mens 60% af boligmassen var blevet beskadiget. Landbrugets produktionssystem, som er af afgørende betydning for Bosnien-Hercegovinas befolkning, var brudt helt sammen, og de 5-6 millioner begravede landminer udgør et yderligere problem.

Krigen har påvirket miljøet på mange måder, både direkte og indirekte. Alle forsyningstjenester (vand, håndtering af affald) har lidt alvorlig skade, og det samlede vandtab i distributionssystemet er blevet mere end fordoblet. Skovrydningen omkring byerne har øget erosionsproblemet. I Sarajevo er 40 000 træer blevet fældet og brugt som supplement til boligopvarmning.

Da der ikke er foretaget målinger, er det ikke muligt at vurdere den reelle betydning af de mange nye lossepladser og ødelæggelsen eller nedlukningen af anlæg til spildevandsrensning, men følgerne heraf for vand og jord er formentlig alvorlige.

Den store reduktion i (for ikke at sige mangel på) energi-, industri- og transportaktiviteter i større byer som Sarajevo, Senica og Tuzla har naturligvis forbedret luftkvaliteten. I Sarajevo, hvor der var en målestation i funktion under konflikten, faldt middelkoncentrationen af SO<sub>2</sub> fra et årligt gennemsnit på 81 µg/m<sup>3</sup> før konflikten til 12 µg/m<sup>3</sup>.

**Kilde:** CEDRE, 1998.

den miljøpolitiske integration end at måle forringelser eller forbedringer i selve miljøet. Der går imidlertid så lang tid mellem den politiske indsats f.eks. mod nedbrydning af ozonlaget og resultaterne af indsatsen nogle årtier senere, at man ikke kan vente på håndfaste beviser på indsatsens effektivitet. Derfor må de politiske fremskridt måles i forhold til integrationsmålet. Dette kræver, at man er enig om kriterierne for måling af effektiviteten af "integrationen". Tabel 14.2 sammenfatter relevante kriterier fra 5MHP, EPE og Agenda 21.

Vurderingen af politikkerne for nøglesektorerne efter disse kriterier kræver en informations- og forskningsindsats, som navnlig CØE og NIS endnu ikke har mulighed for at gennemføre. Flere data om CØE-landene vil kunne skaffes gennem UNECE's målinger af miljøresultater og for nogle landes vedkommende gennem Europa-Kommissionens overvågning af landenes indsats for at opfylde EU-normerne forud for tiltrædelsen. Men selv med sådanne oplysninger er det meget vanskeligt at evaluere opfyldelsen af et så generelt mål som integration. En sådan evaluering kræver, at man først på grundlag af forskellige kriterier, f.eks. de i tabel 14.2 anførte, analyserer, hvorledes det som helhed er gået i en sektor, og derefter sammenfatter analyseresultaterne for at få et overblik over fremskridtene inden for dele af sektoren (f.eks. alle virksomheder af en bestemt størrelse eller dele af Europa), uden at det generelle indtryk forvanskes.

Tabel 14.3 er et foreløbigt forsøg på at sammenfatte resultaterne af indsatsen i Europa for at integrere miljøhensyn i de forskellige politikker. Tabellen illustrerer de tre faser i integrationsprocessen og tager hensyn til de generelle og specifikke variationer, der er relevante for hver af de tre faser, der er beskrevet nedenfor:

- (1) *Identificering/kvantificering af miljøvirkninger* - er de første to "integrationskriterier" i tabel 14.2 blevet anvendt i hele sektoren, og har resultaterne fået bred accept i sektoren?
- (2) *Politisk indsats* - hvor stor en del af indsatsen er frivillig, og hvor stor en del er obligatorisk? Er indsatsen *passende* i forhold til omfanget af miljøvirkningerne? Er sektoren *tilstrækkelig* dækket? Er indsatsen *tilstrækkelig* til at løse såvel miljøproblemerne som beslægtede problemer?
- (3) *Implementering af politikken* - er politikken delvis eller fuldstændig implementeret på de relevante politiske og geografiske niveauer?

De oplysninger, der danner grundlag for tabellen, er hentet fra de foregående kapitler i denne rapport og fra en række andre dokumenter.

En fjerde fase i integrationsprocessen kunne være en evaluering af effektiviteten af de politiske tiltag. Oplysningerne om dette vanskelige punkt er imidlertid meget mangelfulde, og denne fjerde fase er derfor ikke medtaget i tabel 14.3. OECD har udført nogen forskning i effektiviteten af de politiske foranstaltninger og især effektiviteten af de økonomiske instrumenter og har udarbejdet rapporter herom (OECD, 1997). En overvågning af integrationen kræver imidlertid et større evalueringsarbejde.

### **Konklusion**

Den forsøgsvisse evaluering i tabel 14.3 er kun af foreløbig karakter, idet en større informations-/forskningsindsats er nødvendig før en endelig evaluering kan foretages. Evalueringen er dog

### **Tabel 14.2 Kriterier for vurdering af integrationen af miljøtiltag i politikkerne for de forskellige sektorer**

- 1 Er der sket en kvalitativ identificering af alle miljømæssige omkostninger/fordele?
-

2 Er de miljømæssige omkostninger/fordele kvantificeret?

---

3 Er alle eksterne omkostninger internaliseret i markedspriserne (en del af "forureneren betaler"-princippet)?

---

4 Er de økonomiske instrumenter udformet, så disse virker adfærdsregulerende og ikke blot indkomstskabende?

---

5 Trækkes miljøskadelige tilskud tilbage?

---

6 Sker der en vurdering af projekternes virkninger på miljøet før gennemførelsen?

---

7 Sker der en strategisk miljømæssig vurdering af politikker, planer og programmer på forskellige rumlige niveauer?

---

8 Indgår miljøhensyn som en vigtig del af indkøbspolitikken?

---

9 Er der truffet foranstaltninger til miljøstyring i sektoren og overvåges gennemførelsen af foranstaltningerne?

---

10 Er der opstillet mål og indikatorer for miljøeffektivitet, og benyttes disse til at overvåge fremskridtene?

---

**Kilde:** EEA

tilstrækkelig underbygget til at støtte den generelle konklusion, at der skal ydes en langt større indsats, hvis en effektiv integration af miljøtiltag i de forskellige samfundsøkonomiske sektorer skal opnås.

### Referencer

Boardman, B. (1997). *Decades: 2 Million Tons of Carbon*. Energy and Environment Programme, Environmental Change Unit, Oxford University.

CEDRE (1998). *Assessment report on war impacts on Bosnia Herzegovina*. Rapport bestilt af EEA. Centre de Documentation de Recherche et d'Experimentations sur les Pollutions Accidentales des Eaux, Brest, Frankrig.

E-K (1997). *The Role of the Financial Institutions in Achieving Sustainable Development*. Europa-Kommissionen, Bruxelles.

OECD (1997). *Evaluating Economic Instruments for Environmental Policy*. Paris, Frankrig.

Schmidheiny, S. (1992). *Changing Course: A Global Business Perspective on Development and the Environment*. Business Council on Sustainable Development, Genève.

Schmidheiny, S. og Zorraquin, F. (1996). *Financing Change*. MIT press.

WRI (1997). *Measuring Up*. World Resources Institute, Washington DC.

**Tabel 14.3 Fremskridt i integrationen af miljøtiltag i de vigtigste samfundsøkonomiske sektorer i Europa**

**Tegnforklaring:** • få fremskridt, + visse fremskridt, ++ gode fremskridt  
Hvor det har været muligt, er der foretaget en opdeling i: Vesteuropa/CØE/NIS

	Identificering/ kvantificering af virkninger	Politiske initiativer	Implementering af politikkerne
Energi	++/++/•	+/+•	+/+•
Industri	++/++/+	++/++	+/+
Transport	+/••	+/••	+/••
Husholdninger	•	•	•
Turisme	•	•	•

Landbrug	+/+•	+/••	+/••
Fiskeri	++/+•	++/+•	++/+•
Militæret	•/+•	•	•
Finanssektoren	•	•	•

**Kilde:** EEA

**Forkortelser**

AOT	akkumuleret ozoneksponering, hvor den kritiske koncentration overskrides (udtryk for ozoneffekten)
AQG	WHO's vejledende værdier for luftkvalitet
BAT	bedste tilgængelige teknologi
BNP	bruttonationalprodukt
BOD	biokemisk iltforbrug
CEFIC	Det Europæiske Råd for den Kemiske Industri
CFC	chlorfluorcarbon
CH <sub>4</sub>	metan
CLRTAP	konvention om grænseoverskridende luftforurening over store afstande (UNECE)
CO	kulilte
CO <sub>2</sub>	kuldioxid
COD	kemisk iltforbrug
Corinair tidligere	EF-program, siden 1995 et EEA/ETC-AE-program for koordinering af data om luftforurening
CØE	Central- og Østeuropa (se box 1.2 i indledningen)
DPSIR	drivende kræfter, påvirkninger, tilstand, effekter, reaktion
dw	tørvægt
ECU	europæisk valutaenhed
EF	Det Europæiske Fællesskab
EFTA	Den Europæiske Frihandelssammenslutning
EINECS	fortegnelse over kemiske stoffer, der findes på fællesskabsmarkedet
E-K	Kommissionen for De Europæiske Fællesskaber (eller Europa-Kommissionen)
EEA	Det Europæiske Miljøagentur
EMEP	program for overvågning og vurdering af transport af luftforurenende stoffer over store afstande i Europa
ETC/AE	Det Europæiske Temacenter for Luftemission (EEA)
ETC/AQ	Det Europæiske Temacenter for Luftkvalitet (EEA)
ETC/IW	Det Europæiske Temacenter for Ferske Vandområder
ETC/LC	Det Europæiske Temacenter for Landdække
ETC/MC	Det Europæiske Temacenter for Hav- og Kystmiljø
ETC/NC	Det Europæiske Temacenter for Naturbevaring
ETC/S	Det Europæiske Temacenter for Jord
ETC/W	Det Europæiske Temacenter for Affald
EU	Den Europæiske Union
Eurostat	Den Europæiske Unions Statistiske Kontor (Luxembourg)
FCCE	rammekonvention om klimaændringer (FN)
FN	De Forenede Nationer
GDXI	EF's Generaldirektorat XI (Miljø, Nuklear Sikkerhed og Civilbeskyttelse)
HCFC	hydrochlorfluorcarbon
IAEA	Den Internationale Atomenergiorganisation
ICES	Det Internationale Havundersøgelsesråd
ICZM	integreret forvaltning af kystområder
IIASA	Det Internationale Institut for Anvendt Systemanalyse
INES	International Nuclear Event Scale
IPCC	Det Mellemstatslige Panel om Klimaændringer
IPPC	direktiv om integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening (EU-direktiv)
ktons	1 000 tons



## 287 Forkortelser

Leq	ækvivalentværdien af lydtrykniveauet
LRTAP	konvention om grænseoverskridende luftforurening over store afstande (UNECE)
MARS	rapporteringssystem for større uheld
MEDPOL	overvågnings- og forskningsprogram vedrørende forurening af Middelhavet
MHP	miljøhandlingsprogram (5MHP er EU's femte miljøhandlingsprogram)
N <sub>2</sub> O	dinitrogenoxid
NH <sub>3</sub>	ammoniak
NIS	De Nye Uafhængige Stater (se box 1.2 i indledningen)
NMVOG	ikke-metanholdig flygtig organisk forbindelse
NO	kvælstofoxid
NO <sub>2</sub>	kvælstofdioxid
NO <sub>x</sub>	kvælstofoxider
NO <sub>3</sub>	nitrat
O <sub>3</sub>	ozon
OECD	Organisationen for Økonomisk Samarbejde og Udvikling
PAH	polyaromatisk kulbrinte
Pb	bly
PCB	polychloreret biphenyl
PFC'er	perfluorcarboner
PHARE	Polen, Ungarn - EU-bistand til fremme af økonomiske reformer (nu udvidet til 13 central- og østeuropæiske lande), et EU-initiativ for gavebistand til partnerlandene frem til det tidspunkt, hvor de er klar til at påtage sig de forpligtelser, der følger af EU-medlemskab
PM	partikler
POP'er	persistente organiske forbindelser
ppb	milliartedel
ppm	milliontedel
RIVM	Nederlandenes Institut for Folkesundhed og Miljøbeskyttelse
SO <sub>2</sub>	svovldioxid
TACIS	faglig bistand til Samfundet af Uafhængige Stater (EF-program)
TMK	tilladt maksimal koncentration
toe	tons olieækvivalenter
UNECE	FN's Økonomiske Kommission for Europa
UNEP	De Forenede Nationers miljøprogram
VOC	flygtig organisk forbindelse
VVM	vurdering af virkninger på miljøet
WHO	Verdenssundhedsorganisationen
WTO	Verdensturistorganisationen
ww	vådvægt

**Statistisk kompendium til Europas miljø: Anden samlede vurdering**

Dette *statistiske kompendium* udarbejdet af Eurostat, Den Europæiske Unions Statistiske Kontor, er et supplement til *Europas miljø: Anden samlede vurdering*. Kompendiet indeholder supplerende oplysninger til mange af oversigtstaberne, diagrammerne og kortene i selve rapporten.

De ca. 60 tabeller indeholder en bred vifte af statistikker, som beskriver udviklingen i de vigtigste drivende kræfter bag miljøproblemerne og de heraf følgende miljøbelastninger.

Tabellerne indeholder tidsserier på nationalt plan for 44 europæiske lande, fra hvilke foreligger oplysninger.

*Statistisk kompendium* beskriver også de metoder, definitioner og kilder, der er benyttet til de enkelte "datasæt", således at læseren kan forstå dataene for et bestemt område og vide, hvor pålidelige og sammenlignelige de er.

Dette gør *Statistisk kompendium* til en unik kilde til miljøstatistikker for hele Europa.

*Statistisk kompendium* kan bestilles hos salgskontorerne for Kontoret for De Europæiske Fællesskabers Officielle Publikationer eller gennem Eurostat's "Data Shops" i Luxembourg og Bruxelles.

Yderligere oplysninger om Eurostat kan hentes på internettet (<http://europa.eu.int>).

Stikordsregister

Stikordsregistret vedrører kapitel 1-14 i rapporten; tallene henviser til siderne.

Kursiverede sidetal henviser til illustrationer (tabeller, figurer og kort), når disse ikke er indsat på samme side, som den, der er angivet for den relevante tekst.

Sidetal efterfulgt af 'b' angiver, at der er tale om en box.

Stikordene er opstillet strengt alfabetisk, og der er taget hensyn til mellemrummene mellem ordene. 'NATURA-net' står derfor før 'naturlige områder'.

uheld 268-273

*definition 269b*

forebyggelse 274-277

forsuring 72-93

handlingsprogram for integreret beskyttelse  
og forvaltning af grundvand 203-204

aerosoler 43, 64b

landbrug 27

virkning på biodiversitet 146, 148, 164-167

konsekvens af klimaændringer 42

emission 47, 48, 67, 68, 198-200

indvirkning på miljøet 281-282

jorderosion 241b

brug af vand 184

luftkvalitet

mål og tærskelværdier 97-103

bymiljø 249-255

lufttemperaturer, stigning 39, 40

lufttransport, virkning på ozonlag 68

algeopblomstring *se* eutrofiering

ammoniak

emission 73-74, 84, 85

reduktionsstrategier 90, 92

ammonium, i floder 193, 194

dyr

virkning af POP'er 117, 118

bestand og mangfoldighed 151b, 152, 153-156, 158

*se også* levesteder

arktiske overvågnings- og vurderingsprogram, det 207

benzen, luftforurening i byer 254

cykling i byer 262

biokemisk iltforbrug (BOD) 192-193

biodiversitet 144-178

*definition 145b*

konvention om den biologiske mangfoldighed 145, 169

biogeografiske områder 148, 150, 150b

bioakkumulation 117-118

fugle, population og artsrigdom 151b, 152, 153, 154, 157

fugledirektiv 172

sorte trekant, den 77

bromfluorcarboner (haloner), virkning

på ozonlag 65-66, 69

cadmiumemission 111-113, 114, 216  
*se også* tungmetaller

cancer  
virkning af kemikalier, 122*b*, 123  
virkning af nukleare uheld 272  
virkning af ultraviolet-B-stråling 60-61, 68, 69

kuldioxid  
bidrag til global opvarmning 42, 43, 45  
politik og foranstaltninger 55*b*  
emissionskilder 46-47, 86

kulilte, luftforurening i byer 254

biler  
emissionsnormer 105  
energieffektivitet 51  
antal og brug 85, 86, 262-263

Charter om europæiske byer for bæredygtighed 264*b*

kemisk iltforbrug (COD) 192-193

kemikalier 109-129

Tjernobyl-uheldet 272

chlorerede kulbrinter, forurening af grundvand 191

chlorfluorcarboner (CFC'er) 65-67  
Montreal-protokol 69

chrom *se* tungmetaller

direktiv om klassificering og etikettering 127

oprensningssomkostninger, forurenede grunde 236, 237

renere teknologier 136

klimaændringer 37-59

kystmiljø 209-230  
virkning af klimaændringer 41  
vådområder, biodiversitet 160

fælles fiskeripolitik, den 224

pendling, mobilitet i byerne 262-263

kompostering, ~~kommunalt~~ kommunalt indsamlet affald 138-139

forbrug 31-34

forurenede grunde 232-238

konvention om kontrol med grænseoverskridende  
overførsel af affald 140

## 290 Europas miljø

- konvention om beskyttelse af ozonlaget 69
- konvention om beskyttelse og brug af grænseoverskridende vandløb og internationale søer 206
- kobber *se* tungmetaller
- CORINE Biotopes-projekt 173
- kritiske belastninger, *definition* 74*b*
- afgrøder *se* vegetation
- cykling i byer 262
  
- handlingsplan for Donau 205
- skovrydning, jorderosion 241*b*
- befolkningsstruktur 32-34, 260-261
- ørkendannelse 239-241
  - definition* 239
  - politik 243-244
- udpegede områder, naturbeskyttelse 172-174
- vaskerengøringsmidler, fosforemission 198
- dioxiner *se* persistente organiske forbindelser
- direktiv om luftforurening med ozon 98
- direktiv om vurdering og styring af luftkvalitet 98
- direktiv om integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening (IPPC) 105, 125
- direktiv om reduktion af emissionen fra oplagring og distribution af benzin 105
- naturkatastrofer 273-274
  - begrænsning 277
- sygdom *se* sundhed
- drikkevandsdirektivet 188, 203
- klitter, biodiversitet 160-161
  
- miljøindustri 29-30
- miljømærkning 32, 203
- økologiske fodaftryk, byer 249*b*
- økonomisk udvikling 24-36
- miljøafgifter 54, 127
- handlingsprogrammer for Elben 206
- elproduktion *se* energi, produktion
- EMERALD-nettet 172-173
- emissionskorridorer 56-57
- udrangerede køretøjer, affaldshåndtering 135
- hormonforstyrrende stoffer 123
- energi
  - indvirkning på miljøet 280-281
  - priser 50, 52, 266
  - produktion
    - emission 47, 48, 81
    - brændstoffers procentvise bidrag 50, 52
  - brug
    - virkning på klimaændringer 49-50, 54-55
    - bymiljø 256
- energieffektivitet og -intensitet 50-52, 53, 54-55, 86, 281
- miljøhandlingsprogram for Central- og Østeuropa 25*b*, 204
- miljøhandlingsprogram (femte)
  - mål for emissionsreduktion 90-92, 105

- hovedanbefalinger 280*b*
- mål for husholdningsaffald 141
- byplanlægning 265
- vandkvantitet og -kvalitet 205
- vurdering af virkninger på miljøet (VVM) 174
- miljøansvar 243
- miljøstyring, byer 265-266
- Environmental Programme for Europe (EPE), hovedanbefalinger 280*b*
- grønne afgifter 54, 127
- erosion, jord 238-239, 240
- eutrofiering
  - ferske vandområder 196
  - hav- og kystmiljø 210-214
- eksterne omkostninger, kemikalier 126-127
  
- gødning, virkninger på biodiversitet 165-166
- finansiel sektor, indvirkning på miljøet 283
- brande (skov-), virkning på biodiversitet 168
- fisk, kemiske kontaminanter 115, 117, 118, 232*b*
- fiskeri og fiskeopdræt 221-225
- oversvømmelser 274, 275*b*
  - højere vandstand i havene 39, 41
- fødevarer, ophobning af tungmetaller 235-236
- skovbrug, virkning på biodiversitet 146, 148, 167-168
- skove
  - tærskelværdier for luftkvalitet 100, 103
  - biodiversitet 161-164
  - definition* 161
  - virksomheder af forsuring 74
  - virksomheder af klimaændringer 42
- emission fra fossile brændstoffer 46-47
- godstransport 85, 87, 88
- ferskvand
  - indvinding 182, 184
  - virksomheder af forsuring 75
  - ressourcer 180-183
  - brug 184-186
- brændstoffer
  - til energiproduktion 46-47, 50, 52
  - til vejtransport 86, 88-90
  
- benzin, blyfri 88, 89, 90
- gletschere, virkning af klimaændringer 41-42
- glas, genanvendelse 137
- global opvarmning 38-46
- godstransport 85, 87, 88
- grønne områder, bymiljø 255, 256
- 'grønne' investeringsfonde 283
- drivhuseffekt 38-39
- drivhusgasser 42-49, 55-57
- bruttonationalprodukt (BNP) 26, 27
- grundvand
  - indvinding 183
  - virksomheder af jordforurening 234-235
  - kvalitet 187-191
  
- levesteder

ændringer 156-164  
fordeling 147, 148  
virkning af transportinfrastruktur 169

## Stikordsregister 291

- beskyttelse og registrering 172
- artsrigdom 154
- habitatdirektiv 172
- halogenerede gasser 48
  - se også chlorfluorcarboner (CFC'er)
- haloner (bromfluorcarboner) 65-66, 69
- farligt affald
  - produktion 134, 136
  - import og eksport 140
  - anlæg til affaldshåndtering 139
- risici, teknologiske og naturlige 268-278
- sundhed
  - luftkvalitet, mål og virkninger 99-100, 249-250
  - virkning af kemikalier 120-124
  - virkning af nukleare uheld 272
  - virkning af troposfærisk ozon 96-97
- tungmetaller 111-115
  - i grundvand 191
  - i havet 215-216, 217, 219
  - jordforurening 232b, 235-236
- Helsinki-konventionen, kvantitativ og kvalitativ
- indsats på vandområdet 206
- husholdninger/husstande
  - energieffektivitet 52
  - indvirkning på miljøet 282
  - antal og størrelse 32-33, 260-261
  - affald se ~~kommunalt~~ kommunalt indsamlet affald
  - brug af vand 184
- modermælk, persistente organiske forbindelser 119-120
- kulbrinter
  - i grundvandet 191
  - i havet 218
- hydrochlorfluorcarboner (HCFC'er) 66, 67
- hydrofluorcarboner (HFC'er) 66, 67
- hydrologi, virkning af klimaændringer 41-42
  
- tributyltin, virkning 115
- forbrænding af affald 136, 138, 139-140
- industriuheld 269-272
  - forebyggelse 274-276
- industri 28-30
  - virkning på biodiversitet 146
  - virkning på jorderosion 241b
  - emission 46, 47, 48, 198
  - energiforbrug 49-50, 51
  - indvirkning på miljø 281
  - vandforbrug 184, 186
- ferske vandområder 179-208
- integreret forvaltning af kystområder (ICZM) 227-228
- integreret arealplanlægning 265
- direktiv om integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening (EU-direktiv) (IPPC) 281
- integrering af miljøpolitik og -foranstaltninger 279-285
- Det Mellemstatslige Panel om Klimaændringer (IPCC) 39



Mellemstatsligt Panel for Beskyttelse af Skove 172  
international konvention om biologisk  
mangfoldighed (1992) 145, 169  
international konvention om nuklear sikkerhed 276  
OPRC-konventionen (International Convention on Oil Pollution  
Preparedness, Response and Co-operation) 277  
Det Internationale Årti for Reduktion af Naturkatastrofer  
(IDNDR) 277  
International Nuclear Event Scale (INES) 271  
kunstvanding 184  
LACOST-projekt 228  
søer, vandkvalitet 75, 196-197, 200, 201  
arealanvendelse og forstyrrelser  
    påvirkning af biodiversitet 145-148  
    virkning på jorderosion 241*b*  
    jordforurening 235  
    i byer 261-262, 263, 265  
direktiv om deponering af affald 135, 140-141  
deponering af affald 134, 136, 138, 139,  
140-141  
emission af bly  
    fra vejtransport 88-89, 112  
    i havmiljø 216  
    luftforurening i byer 254, 255  
    *se også tungmetaller*  
husdyrbrug, virkning på biodiversitet 166-167  
lokal Agenda 21, bæredygtighed 263-264  
  
pattedyr *se dyr*  
fremstillingsindustri 28-29  
    energieffektivitet 52  
    affaldsproduktion 133-134, 135  
uheld til havs 272-273  
    forebyggelse 276-277  
havmiljø 209-230  
    stigende vandstand i havene 39, 41  
    persistente organiske forbindelser (POP'er) 115,  
117-118  
handlingsplan for Middelhavet 207  
kviksølvemission 112, 216, 218  
    *se også tungmetaller*  
metaller, genanvendelse 136  
metanemission 47, 48  
    politik og foranstaltninger 55*b*  
methylbromidemission 67-68  
militæret, indvirkning på miljøet 232*b*,  
233, 282-283, 283*b*  
mobilitet i byerne 262-263  
Montreal-protokol om ozonnedbrydende  
stoffer 68-69  
kommunalt ~~akommunalt~~ indsamlet affald 133  
    *definition* 132  
    bortskaffelse 138-140, 259, 260  
    produktion 132-133, 134, 259, 260  
    farligt 134  
    i forhold til BNP 131  
spildevand fra husholdninger 200-201, 203, 259  
  
NATURA-net 172-173

naturlige områder 148, 149

## 292 Europas miljø

- naturlige risici 268-278
- nitratdirektivet 203, 243
- nitratudledning
  - i grundvand 187, 188, 189, 243
  - i havet 210, 211
  - i floder 194-196, 197, 198
- kvælstof og kvælstofoxid, emission af 44, 45, 48, 73-74, 81, 82, 84, 85
  - til luften 252, 253, 257, 258
  - fra gødning 165-166
  - til ferske vandområder 199-200, 202, 203
  - til havet 213, 214, 215
  - reduktionsstrategier 55*b*, 90, 91-92, 104-106
- støj i byer 254-255
- ikke-metanholdige flygtige organiske forbindelser (NMVOC'er), emission af 103-104
  - reduktionsmål 104-106
- nukleare uheld 271-272
  - forebyggelse 276
- nuklear forurening 232*b*, 282
- atomenergi 38, 50
  
- olieforurening af havet 217-221, 272-273
- OPRC-konvention 277
- Oslo- og Paris-Kommissionen (OSPARCOM),
  - kvalitativ og kvantitativ indsats på vandområdet 206, 214
  - overfiskning 221, 224
- ozon
  - stratosfærisk 60-71
  - troposfærisk 94-108
  - luftforurening i byer 252-253
- ozondirektivet 98
- ozonhuller 62-63
  
- emballage, affald 140-141
- emballagedirektivet 140
- paneuropæisk strategi for biologisk og landskabsmæssig mangfoldighed 170, 172
- papir, genanvendelse 137
- partikler (PM) 257
- personbefordring 85-86, 88
- persistente organiske forbindelser (POP'er) 115-120, 216-217
- pesticider
  - virkning på biodiversitet 166
  - i grundvand 187-188, 190-191
  - i ferske vandområder 201-202
- benzin, blyfri 88, 89, 90
- fosforudledning 198-199, 201, 202
  - i ferske vandområder 194, 195, 196-197, 200, 201, 202
  - i havet 211-214
- fytoplankton, virkning af UV-B-stråling 61

planter  
geografisk udbredelse, virkning af klimaændringer 42  
vækst, virkning af UV-B-stråling 61  
populationsændringer 151*b*  
artsrigdom og endemisme 153-156,  
159, 160

*se også* vegetation

plast, genanvendelse 137*b*  
polarområder, nedbrydning af ozonlag 62-65  
politik  
klimaændringer 52-54, 55*b*  
integration i samfundsøkonomiske sektorer 279-285  
beskyttelse og forvaltning af vandressourcer 202-207  
ødelæggelse af jorden 243-244  
troposfærisk ozon 104-106  
"forureneren betaler ", miljøansvar 243  
polychlorede biphenyl (PCB'er)  
forurenede grunde 232*b*  
i havet 217, 218, 219

befolkning 32-34, 260-261  
nedbør, klimaændringer 41  
prioriterede affaldsstrømme, program 135  
produktinformation, kemikalier 127  
produktion 26-30  
den kemiske industri 111  
beskyttede områder 172-174

livskvalitet, bymiljø 249

radioaktiv forurening  
flådebaser 232*b*  
af havet 215

regn (nedbør) 41  
genanvendelse 136-138  
'Røde lister', bøger med røde data 170-172  
reproduktionsevne, virkning af hormonforstyrrende stoffer 123  
åndedrætssygdomme, virkning af kemikalier 96-97, 122*b*, 123  
handlingsplan for Rhinen 205  
risikovurdering, kemikalier 124  
flodkvalitet 112, 115, 191-196  
vejbetalning 266  
vejtransport, emission fra 82, 85-86  
reduktionsstrategier 87-92, 105

saltdannelsetilsætning, virkninger på jorden 241-242

sandklitter, biodiversitet 160-161  
skrot, genanvendelse 136  
havet *se* uheld til havs; havmiljø  
delvis naturlige levesteder i landbruget  
biodiversitet 164

servicesektor 26, 27  
braklægning, virkning på biodiversitet 165  
Seveso-direktiverne 127, 270, 274-276  
spildevandsslam, udledning i havet 135  
hudcancer, virkning af UV-B-stråling 60-61, 68, 69  
smog, fotokemisk 94, 250-253

jord  
ødelæggelse 231-246

forsuring 74  
direktiv om opløsningsmidler 105  
arter

mangfoldighed og artsrigdom 153-156

## Stikordsregister 293

- bestande 148, 151*b*, 152-153
- beskyttelse 170-172
- stratosfærisk ozon 60-71
- svovl og svovldioxid, emission 73-74, 75-77, 78, 81, 82, 83, 85
  - reduktionsstrategier 90, 91
  - bymiljø 250-252, 257, 258
- overfladevand
  - indvinding 183
  - virkning af jordforurening 234-235
  - kvalitet 191-197
- bæredygtig udvikling
  - kystområder 228
  - bymiljø 264-265
- tankskibe, sikkerhed 277
- afgifter, miljø 54, 127
- teknologiske risici 268-278
- temperaturstigning 39, 40
- turisme 30, 282
  - virkning på biodiversitet 146
  - indvirkning på kystområder 225, 227
- toksicitetstest, kemikalier 124
- handelsliberalisering, virkninger 28
- køddannelse, *definition* 249
- transeuropæiske net (TEN'er) 169
- transport
  - forsuring 82, 85-90
  - virkning på biodiversitet 169
  - energiforbrug 49, 51
  - indvirkning på miljøet 279-280, 281
    - i byer 262-263
- Amsterdam-traktaten (1997), hovedanbefalinger 280*b*
- troposfærisk ozon 94-108
- dæk (brugte), affaldshåndtering 135
- ultraviolet-B (UV-B)-stråling 60-61
- FN-konvention om fælles fiskebestande 225
- FN-konvention om bekæmpelse af ørkendannelse 244
- UNECE-konvention om grænseoverskridende luftforurening over store afstande 91, 98, 99, 104, 125
- UNECE-konvention om de grænseoverskridende følger af industriuheld 276
- UNECE's "multieffekt-/multistof"-protokol 90, 91-92, 104-105
- UNEP/UNECE-erklæring om militære aktiviteter og miljøet 282-283
- Forenede Nationers rammekonvention om klimaændringer, De (UNFCCC) 38, 52-53
- blyfri benzin 88, 89, 90
- befolkningsstæthed i byer 261, 262
- bymiljø 247-267
- byer, strømme og indvirkninger 248, 255-259
- byer, mobilitet 262-263
- byer, støj 254-255
- bymønstre 248, 259-263
- byplanlægning 265

byspildevand, direktiv 203

urbanisering

efterspørgsel efter vand 185, 186-187

virkning på jorderosion 241*b*

virkning på biodiversitet 146

indvirkning på kystområder 225-226

vegetation, virkninger af troposfærisk ozon 96,

100, 102, 103, 106

køretøjer (udrangerede), affaldshåndtering 135

Wienerkonventionen om beskyttelse af ozonlaget 69

affald 130-143

produktion 131-134, 259, 260

forvaltning, håndtering og bortskaffelse 134-

143, 259, 260

affald, strategi 134

spildevand 200-201, 203, 259

vand

indvinding 184

virkning af jordforurening 234-235

jorderosion 238-239

kvalitet 187-197

politik 203-204

ressourcer 180-183

virkning af klimaændringer 41-42

mangel 186-187

brug 183, 184-186, 257, 259

virkning på biodiversitet 146

politik 203

vand, rammedirektiv 203-204

vandmætning af jord 243, 244

weekend-effekt 95*b*

vådområder

biodiversitet 157-160

*definition* 159

Weybridge-rapport 123*b*

fauna og flora *se* dyr; fugle; fisk; planter

vinderosion af jord 238-239, 240

WHO's vejledende værdier for luftkvalitet 249, 250