

**Europas miljø:  
Rapport nr. 2**

Denne rapporten om endringene i det alleuropeiske miljø er en oppfølging til Europas miljø: Dobbris-rapporten (1995), som ble utarbeidet på anmodning fra miljøministrene i hele Europa som et ledd i forberedelsene til den fjerde ministerkonferansen i Århus i juni 1998.

Kontoret for De europeiske fellesskaps offisielle publikasjoner

Elsevier Science Ltd.

## Europas miljø

### MELDING

Verken Europakommisjonen, Det europeiske miljøbyrået eller personer eller selskaper som handler på deres vegne er ansvarlig for eventuell bruk av informasjonen i denne publikasjonen. Innholdet i denne publikasjonen gjenspeiler ikke nødvendigvis den offisielle holdningen til Det europeiske fellesskap, dets organer eller de internasjonale organisasjoner og enkelte land som har vært involvert i arbeidet ved rapporten. Betegnelsene som er brukt og måten materialet er presentert på i denne publikasjonen er ikke uttrykk for holdning hos Det europeiske fellesskap eller Det europeiske miljøbyrået når det gjelder den juridiske status for noe land, territorium, by eller område eller deres myndigheter.

### MED ENERETT

Ingen deler av denne publikasjonen kan gjengis i noen form eller med elektroniske eller mekaniske metoder, herunder kopiering, avskrift eller ved ethvert lagringssystem uten med skriftlig tillatelse fra rettighetshaver og utgiver.

© Det europeiske miljøbyrået 1998

#### **Kontoret for De europeiske fellesskaps offisielle publikasjoner**

2, rue Mercier,  
L-2985 Luxembourg  
ISBN xxxxx  
Katalog nummer xxxxx

#### **Elsevier Science Ltd.**

The Boulevard,  
Langford Lane,  
Kidlington,  
Oxford OX5 1GB, UK  
ISBN xxxxx

Eurostat har utarbeidet et statistikk-kompendium til denne rapporten  
ISBN xxxxx

#### **Omslag og layout**

Folkmann Design &  
Promotion

#### **Det europeiske miljøbyrået**

##### **Kongens Nytorv 6**

DK-1050 København K  
Danmark  
Tlf. (+45) 33 36 71 00  
Faks: (+45) 33 36 71 99  
E-post: [eea@eea.eu.int](mailto:eea@eea.eu.int)  
Hjemmeside: <http://www.eea.eu.int>

## Innholdsfortegnelse

### Innholdsfortegnelse

|  |    |
|--|----|
| <b>Forord</b>  | 7  |
| <b>Innledning</b>  | 9  |
| <b>Bidragstere</b>   | 12 |
| <b>Sammendrag</b>  | 16 |
| <b>1. Økonomisk utvikling</b>                                      | 24 |
| 1.1 Innledning   | 24 |
| 1.2 Makroøkonomisk utvikling                                       | 24 |
| 1.3 Produksjon   | 26 |
| 1.4 Forbruk  | 31 |
| <b>2. Klimaendringer</b>   | 37 |
| 2.1 Innledning   | 38 |
| 2.2 Indikasjoner på konsekvenser av klimaendringer                 | 39 |
| 2.3 Bidrag til global oppvarming og konsentrasjoner av klimagasser | 42 |
| 2.4 Trender i utslippene av klimagasser                            | 46 |
| 2.5 Drivkrefter  | 49 |
| 2.6 Miljøpolitikk og målsetning                                    | 52 |
| 2.7 Framskritt og prognoser  | 54 |
| <b>3. Nedbryting av ozonlaget</b>                                  | 60 |
| 3.1 Innledning   | 60 |
| 3.2 Virkninger   | 60 |
| 3.3 Ozonlagets tilstand  | 62 |
| 3.4 Atmosfæriske konsentrasjoner                                   | 65 |
| 3.5 Produksjon og utslipp  | 66 |
| 3.6 Andre kilder til svekkelse av ozonlaget                        | 68 |
| 3.7 Montreal-protokollen og oppfølgende tiltak                     | 68 |

## 4 Europas miljø

|   |     |
|---|-----|
| <b>4. Forsuring</b>   | 72  |
| 4.1 Innledning  | 73  |
| 4.2 Virkninger  | 74  |
| 4.3 Trender i målte konsentrasjoner i luften                | 76  |
| 4.4 Avsetning av forsurende stoffer                         | 77  |
| 4.5 Utslipp   | 81  |
| 4.6 Drivkrefter: transport                                  | 82  |
| 4.7 Tiltak  | 90  |
| <b>5. Bakkenært ozon</b>                                    | 94  |
| 5.1 Innledning  | 94  |
| 5.2 Helse- og miljøvirkninger                               | 96  |
| 5.3 Ozonkonsentrasjonstendenser kontra mål for luftkvalitet | 97  |
| 5.4 Utslipp av ozonforløpere                                | 103 |
| 5.5 Politiske tiltak og framskritt                          | 104 |
| <b>6. Kjemikalier</b>                                       | 109 |
| 6.1 Innledning  | 109 |
| 6.2 Produksjonstendenser                                    | 111 |
| 6.3 Tungmetaller  | 111 |
| 6.4 Persistente organiske forbindelser                      | 115 |
| 6.5 Kjemikalienes konsekvenser for den menneskelige helse   | 120 |
| 6.6 Tiltak og muligheter                                    | 124 |
| <b>7. Avfall</b>  | 130 |
| 7.1 Innledning  | 130 |
| 7.2 Trender innen avfallsproduksjon                         | 131 |
| 7.3 Avfallsforvaltning: en ny tilnæringsmåte                | 134 |
| 7.4 Tiltak og muligheter                                    | 140 |
| <b>8. Biologisk mangfold</b>                                | 144 |
| 8.1 Innledning  | 145 |
| 8.2 Endringer i Europas biologiske mangfold                 | 145 |
| 8.3 Drivkreftene bak endringer i det biologiske mangfold    | 164 |
| 8.4 Tiltak mot endringer i biologisk mangfold               | 169 |

|   |     |
|---|-----|
| <b>9. Vann og vassdrag</b>  | 179 |
| 9.1 Innledning  | 180 |
| 9.2 Vann som ressurs  | 180 |
| 9.3 Vann – forbruk og bruk  | 184 |
| 9.4 Kvaliteten på grunnvannet   | 187 |
| 9.5 Elvekvalitet  | 191 |
| 9.6 Vannkvaliteten i naturlige og kunstige innsjøer                           | 196 |
| 9.7 Utslippstrender   | 197 |
| 9.8 Retningslinjer og tiltak for å beskytte og forvalte Europas vannressurser | 202 |
| <b>10. Hav- og kystmiljø</b>  | 209 |
| 10.1 Innledning   | 209 |
| 10.2 Eutrofiering   | 210 |
| 10.3 Forurensning   | 215 |
| 10.4 Fiske og fiskeoppdrett   | 221 |
| 10.5 Endringer i og forvaltning av kystsoner                                  | 225 |
| <b>11. Jordforringelse</b>  | 231 |
| 11.1 Innledning   | 231 |
| 11.2 Forurensede lokaliteter  | 232 |
| 11.3 Jorderosjon forårsaket av vann og vind                                   | 238 |
| 11.4 Forørkning   | 239 |
| 11.5 Forsaltning  | 241 |
| 11.6 Andre former for jordforringelse   | 242 |
| 11.7 Politikk, lovgivning og avtaler som gjelder jord                         | 243 |
| 11.8 Handlingsperspektiver  | 245 |
| <b>12. Bymiljø</b>  | 247 |
| 12.1 Innledning   | 248 |
| 12.2 Miljøkvalitet  | 249 |
| 12.3 Urbane strømminger og deres konsekvenser                                 | 255 |
| 12.4 Urbane mønstre   | 259 |
| 12.5 Løsninger og muligheter  | 263 |

## 6 Europas miljø

|   |     |
|---|-----|
| <b>13. Teknologiske og naturlige miljøtrusler</b>                           | 268 |
| 13.1 Innledning   | 268 |
| 13.2 Virkninger og trender  | 268 |
| 13.3 Perspektiver for ytterligere ulykkesforebygging og katastrofereduksjon | 274 |
| <b>14. Integrasjon av miljøpolitikk og -tiltak i den enkelte sektor</b>     | 279 |
| 14.1 Innledning   | 279 |
| 14.2 Sektorvise konsekvenser  | 279 |
| 14.3 Framdrift innenfor integrasjon   | 283 |
| <b>Akronymer og forkortelser</b>  | 286 |
| <b>Stikkord</b>   | 289 |

## Forord

Denne rapporten presenterer resultatene av Det europeiske miljøbyråets andre vurdering av miljøtilstanden på alleuropeisk plan. Den første, *Dobris-rapporten*, ble publisert i 1995 og fokuserte på tolv viktige miljøproblemer i Europa. Den gjorde det for alvor klart i hvilken grad mange miljøproblemer, f.eks. smogepisoder om sommeren, økt forurening, jordforringelse, forurensede områder og store avfallsmengder er felles for alle landene i Europa.

Til denne andre rapporten var vårt mandat fra ministerkonferansen i Sofia å rapportere framskritt på de hovedområdene som ble identifisert i den første rapporten. Denne nye rapporten gjør det helt klart at de politiske tiltak som er iverksatt ennå ikke har medført vesentlige forbedringer i miljøtilstanden generelt. For mange tiltak for miljøet har ført til «end-of-pipe»-løsninger som har resultert i en viss forbedring på noen områder, men ikke nok til å holde tritt med utviklingen når det gjelder infrastruktur, produksjon og forbruk. Vi må ikke glemme at konsekvensene for miljøet i all hovedsak skyldes økonomisk virksomhet, og at forbedret miljøkvalitet og bærekraftig utvikling særlig vil måtte komme fra endringer i økonomisk aktivitet og samfunnsøkonomisk politikk.

De klareste framskrittene innenfor reduksjon av miljøbelastninger har skjedd på de områdene som har et etablert, effektivt internasjonalt rammeverk for handling (som Wien-konvensjonen om beskyttelse av ozonlaget, UNECE-konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning og protokollene til disse). Mangelen på felleseuropeisk rammeverk, f.eks. for jordforringelse, avfall (utenom farlig avfall) og kjemikalier har vært bremsende på utviklingen og til og med i forhold til vurderingen av disse problemene.

Rapporten bekrefter den observasjonen som ble gjort allerede i *Dobris-rapporten*, nemlig at forringelsen av naturlige habitater i Vest-Europa og i noe mindre grad i Sør-Europa har vært svært stor, og at gjenoppbygging vil bli svært kostbart, for ikke å si umulig. Derimot bør de forventede lavere kostnadene ved hensiktsmessig vern av de store og nesten uberørte naturområdene som fremdeles finnes i den østlige halvdel av Europa, betraktes som en sjanse og en utfordring for hele Europa til å opprettholde disse områdenes naturlige verdi og funksjon som vesentlige deler av Europas naturkapital.

Rapporten bekrefter også at en forbedring i miljøkvaliteten i Sentral- og Øst-Europa og i de nye, uavhengige statene sannsynligvis mer vil være knyttet opp mot den form den nødvendige samfunnsøkonomiske utvikling i disse landene vil ta, enn mot miljøpolitikk og miljøprogrammer eller - når det gjelder land som har søkt om medlemskap i EU – evnen til å tilpasse seg EUs miljølovgivning og i hvilken takt dette skjer.

Det er desto mer skuffende at mange av de vurderinger som er gjort for søkerlandene forutsetter at miljøforbedringene vil bli gjennomført etter et «end-of-pipe»-prinsipp snarere enn et mer proaktivt prinsipp for tilnærming. Samtidig som jeg ikke ønsker å trekke i tvil offentliggjorte beregninger som fastslår at kostnadene ved å tilpasse seg EUs miljøpolitikk kan utgjøre så mye som 30-40 % av de totale kostnadene ved tiltredelsesprosessen, må jeg stille spørsmål ved hvorfor man så sjelden setter i gang med utredning og utvikling av mer bærekraftige samfunnsøkonomiske utviklingsmønstre. Hvorfor blir det forventet at sentraleuropeiske land skal følge vestlig modell, og kanskje til og med gjøre de samme feilene?

Miljøutfordringen utgjør en gyllen mulighet for å innta en proaktiv holdning når kursen for den økonomiske politikk må korrigeres for å dekke behovene til en utvidet Europeisk union. Selv om jeg her snakker om forbedringer i miljøet i søkerlandene, er prinsippet det samme for *alle* europeiske land. Som det ble sagt på Sofia-konferansen i 1995: «når det gjelder bærekraftig utvikling, er vi alle land i overgangsfasen». Miljøprogrammet for Europa, Rio og Rio+5, Agenda 21-prosessen og kravene i Kyoto-protokollen til Klimakonvensjonen understreker Europas ansvar på verdensbasis, og alle fordrer vesentlige endringer i produksjons- og forbruksmønstrene i hele Europa.

Jeg tror at vi klarer denne overgangen, såfremt vi kan komme til enighet om framgangsmåtene og mekanismene. Først må vi sørge for at utviklingen blir mer bærekraftig, f.eks. gjennom økt energi- og miljøeffektivitet, forvaltning av etterspørselssiden og planlegging av infrastrukturer som griper mindre forstyrrende inn i miljøet. Deretter må vi gjøre utviklingen gradvis mer bærekraftig ved å se den økonomiske politikken og miljøpolitikken under ett og gjøre økonomien mindre materialistisk for å oppnå bedre livskvalitet for alle mennesker i Europa samtidig som vi bruker mindre ressurser.

Det europeiske miljøbyrået ble opprettet for å levere nødvendig informasjon til støtte for en slik felleseuropeisk overgang, og vi bidrar allerede med denne typen informasjon. Ettersom vårt nye mandat vektlegger bærekraftig utvikling, må vi nå tilpasse vårt arbeid og ikke bare drive overvåking og datainnsamling som kun konsentrerer seg om å beskrive miljøet og dets problemer, men også rapportere trender i produksjons- og forbruksmønstre, aktuelle endringer i miljøet og effektiviteten av tiltak som er truffet eller skal treffes. I alt vårt arbeid skal vi samtidig sette fram prognoser som kan være til hjelp i utviklingen av den strategiske politikk.

På grunn av vårt begrensede mandat inneholder denne rapporten ingen detaljerte informasjoner om f.eks. støy, genmodifiserte organismer, stråling og en rekke andre emner. Dette betyr imidlertid ikke at disse emnene ikke er viktige. Det bør nøye vurderes om ikke vi burde utarbeide regelmessige framdriftsrapporter også om disse sakene, enten som del av framtidige omfattende miljøtilstandsrapporter eller spesialrapporter. En omfattende, tilgjengelig oversikt over Europa mangler, særlig når det gjelder teknologiske risikoer som medfører utslipp av radionuklider og kjemikalier. En detaljert framdriftsrapport om gjennomføringen og effektiviteten av Miljøprogrammet for Europa og de ulike internasjonale konvensjonene lå også utenfor vårt mandat. Rapportering på disse områdene og relevante sider ved politikken på den enkelte økonomiske sektor må utarbeides som et ledd i det omfattende, sammenhengende rapporteringssystemet som utarbeides av Det europeiske miljøbyrået. Selv om Miljøbyrået fortsatt prioriterer det området Den europeiske union dekker, er det vårt mål å komme fram til et felles rapporteringssystem.

Reaksjonene på denne rapporten vil forhåpentligvis føre til bred politisk debatt om de programmer og tiltak som trengs på de områdene som er behandlet her. Fastsettelse av referanseverdier og rapportering om framskritt i henhold til fastlagte målsetninger er utfordringer som nødvendigvis følger med. Denne rapporten er et skritt i denne retningen. De neste skrittene bør være å konsolidere det som er oppnådd så langt samt sikre nødvendig støtte og finansiering til den videre utvikling av et regulert og omfattende flerbruks overvåkings- og rapporteringssystem for å underbygge europeisk miljøpolitikk. Jeg er overbevist om at Miljøbyrået, ved å gjennomføre en politisk relevant rapporteringsstrategi, vil kunne gi et helt avgjørende bidrag til den mer proaktive tilnærmingen til miljøvern som haster slik.

Domingo Jiménez-Beltrán  
Administrerende direktør  
Det europeiske miljøbyrået



## Innledning

Denne rapporten er utarbeidet av Det europeiske miljøbyrået til ministerkonferansen i Århus i juni 1998, og handler om miljøet i Europa – hvor nærmere 800 millioner mennesker bor. De lever på et svært uensartet kontinent med tettbefolkede områder i vest, tyntbefolkede områder i nord og øst, sletter og fjell, områder med intensivt landbruk og andre med nesten uberørt villmark. Men kontinentet har også noe til felles – de mange miljøproblemene som deles av alle innbyggerne.

I 1991 møttes alle miljøministrene i Europa på *Dobris* slott i Den tsjekkiske republikk, hvor de la fram en ny prosess – Miljø for Europa – som skal inspirere, fastlegge og samordne miljøpolitikken i hele Europa. På det andre møtet i Luzern i 1993 ga ministrene sin støtte til et handlingsprogram for Sentral- og Øst-Europa og på møtet i Sofia i 1995 vedtok de formelt et Miljøprogram for Europa (EPE) og en felleseuropeisk strategi for landskap og biologisk mangfold. De store temaene på Århus-konferansen er framtiden for Miljøprogrammet for Europa og Konvensjonen om tilgang til informasjon og offentlig deltakelse.

Det europeiske miljøbyrået la fram den første alleuropeiske tilstandsrapporten *Europas miljø: Dobris-rapporten*, på Sofia-møtet. Denne rapporten var utformet som et basisdokument for Miljøprogrammet for Europa og identifiserte og gjennomgikk tolv miljøproblemer av særlig betydning for Europa. Ministrene på Sofia-møtet anmodet Miljøbyrået om å utarbeide en oppfølgingsrapport om framskrittene siden *Dobris*-møtet til ministerkonferansen i Århus.

Denne rapporten, som er Miljøbyråets svar på anmodningen, fokuserer nok en gang på de tolv miljøproblemene. Etter det første innledende kapittelet om den samfunnsøkonomiske utviklingen siden *Dobris*-rapporten behandles de tolv problemene etter tur i hvert sitt kapittel. Kapitlene gjennomgår utviklingen som har skjedd siden prosessen «Miljøvern for Europa» ble innledet i 1991<sup>1</sup>, skisserer endringene i miljøets *tilstand* når det gjelder forurensning av luft, vann og jord, *virkningene* av forurensningen, drøfter de viktigste kildene til forurensning og de menneskelige aktivitetene som forårsaker dem (*drivkreftene*) og mengdene som slippes ut (*belastningene*), og beskriver politikken som allerede er blitt eller blir utarbeidet for å håndtere problemene (*tiltakene*). Rapporten drøfter også i hvilken grad politikken er gjennomført, og i noen tilfeller også i hvilken grad politikken har vært hensiktsmessig sett i forhold til målsetningene i EPE.

<sup>1</sup> I praksis brukes vanligvis 1990 som referanseår.

---

**Figur I.1 DPSIR-rammen (Drivkrefter - Belastninger - Tilstand - Konsekvenser -Tiltak)**

---

### Drivkrefter Tiltak Belastninger Konsekvenser Tilstand

Drivkrefter som befolkning, økonomisk vekst, urbanisering og intensivering av landbruket forårsaker forurensende utslipp og andre belastninger som påvirker miljøet og som i sin tur også kan ha innvirkning på den menneskelige helse, andre livsformer og miljøet selv. Tiltakene kan settes inn på den enkelte drivkraft, forsøke å redusere virkningene eller forbedre miljøtilstanden i forhold til målsetningene i EPE.

## 10 Europas miljø

I det siste kapittelet oppsummeres situasjonen generelt når det gjelder integrering av miljøhensyn i politikken og tiltak innenfor de viktigste økonomiske sektorene i Europa. Den generelle DPSIR-rammen for analysen er vist i figur I.1.

En oversikt over emnene som behandles i de ulike kapitlene samt drivkreftene og konsekvensene for hvert problemområde er belyst i boks I.1.

Rapporten er for en stor del basert på data samlet inn av internasjonale organisasjoner, herunder FN, OECD, WHO, Europakommisjonen og Eurostat. I tillegg har Det europeiske miljøbyrået samlet inn ytterligere data gjennom sine europeiske emnesentre og vært i direkte kontakt med sine samarbeidende institutter og benyttet spørreskjemaer og nasjonale rapporter. Manglende harmonisering av data, kommunikasjonsproblemer, ressurs- og tidsbegrensninger og privatisering av datainnsamlingen i Øst-Europa har gjort at landene i Øst-Europa er dårligere dekket enn landene i Sentral- og Vest-Europa. Tilgangen til data om en rekke emner (f.eks. avfall, kjemikalier, jordforringelse) er fremdeles dårlig i hele Europa.

| Boks I.1: Innholdet i kapitlene, drivkrefter og viktigste konsekvenser |                                      | Konsekvenser for:                 |                              |                              |
|--|--------------------------------------|-----------------------------------|------------------------------|------------------------------|
|  |                                      | Menneskelig helse                 | Naturen                      | Menneskeskapt miljø          |
| <b>Kapittel 1:<br/>Økonomisk utvikling</b>                             | industri<br>husholdninger<br>turisme |                                   |                              |                              |
| <b>Kapittel 2:<br/>Klimaendringer</b>                                  | energi                               |                                   | reaksjoner i<br>økosystemene | avlingsstørrelse<br>kystvern |
| <b>Kapittel 3:<br/>Nedbryting av<br/>ozonlaget</b>                     |                                      | hudkreft                          | akvatiske økosystemer        |                              |
| <b>Kapittel 4:<br/>Forsuring</b>                                       | transport                            |                                   | skoger                       | *                            |
| <b>Kapittel 5:<br/>Bakkenært ozon</b>                                  |                                      | luftveissykdommer                 | *                            | reduserte avlinger           |
| <b>Kapittel 6:<br/>Kjemikalier</b>                                     |                                      | flere                             | flere                        | *                            |
| <b>Kapittel 7:<br/>Avfall</b>  |                                      | *                                 | *                            |                              |
| <b>Kapittel 8:<br/>Biologisk mangfold</b>                              | landbruk                             |                                   | kapittelets emne             |                              |
| <b>Kapittel 9:<br/>Vann og vassdrag</b>                                |                                      | *                                 | *                            |                              |
| <b>Kapittel 10:<br/>Miljøet i hav- og<br/>kystområder</b>              |                                      | *                                 | fisk                         |                              |
| <b>Kapittel 11:<br/>Jordforringelse</b>                                |                                      | flere                             | *                            | *                            |
| <b>Kapittel 12:<br/>Bymiljø</b>  |                                      | hovedsakelig<br>luftveissykdommer | *                            | *                            |
| <b>Kapittel 13:<br/>Tekn. og nat.<br/>miljøtrusler</b>                 |                                      | dødsfall/skader                   | *                            | *                            |
| <b>Kapittel 14:<br/>Samfunnssektorer</b>                               | mot integrasjon                      |                                   |                              |                              |

**Merknad:** I motsetning til Dobris-rapporten er skogforringelse tatt inn i kapittelet om naturen, mens jordforringelse er gitt et eget kapittel på grunn av den særlige oppmerksomheten EPE vier dette spørsmålet.

\* = Konsekvensene er der, men er ikke viet særlig oppmerksomhet i denne rapporten på grunn av mangel på nye data eller mangel på framskritt siden Dobris-rapporten.

For å få et bedre grunnlag for informasjonsutveksling trengs ytterligere forbedringer innenfor harmonisering, overvåking og rapportering om miljøet i Europa. Det europeiske miljøbyrået har begynt å oppnå slike forbedringer i sine medlemsland (EU, pluss Norge, Island og Liechtenstein), og initiativet blir utvidet til de av landene i Sentral- og Øst-Europa som mottar PHARE-støtte.

Denne rapporten og dens forløper, *Dobris*-rapporten, er viktige trinn på veien mot opprettelsen av en regelmessig rapporteringsrutine for miljøtilstanden i Europa, herunder fullstendige DPSIR-vurderinger sammen med et framtidskomponent, som vanligvis betraktes som en grunnleggende forutsetning for all strategisk miljøplanlegging. Det neste trinnet i denne prosessen er en rapport, som skal være klar i begynnelsen av 1999, som i all hovedsak skal konsentrere seg om en prognose for miljøtilstanden i Den europeiske union, men også dekke de landene som søker om EU-medlemskap.

Det europeiske miljøbyrået planlegger også en serie med indikatorrapporter som vil gjøre det mulig for publikum å følge gjennomføringen av konkrete miljøpolitiske tiltak. Den første av disse rapportene forventes i slutten av 1999.

Denne rapporten er finansiert av Det europeiske miljøbyrået og Europakommisjonens programmer PHARE og TACIS. Ettersom økonomisk støtte fra TACIS-programmet først ble tilgjengelig i slutten av 1997, ble støtten til de nye, uavhengige statene begrenset, og disse landene samt Kroatia, Jugoslavia, Tyrkia, Kypros og Malta har bidratt til rapporten med egne midler. Sveits' bidrag til rapporten var en konsulent som bisto i datainnsamlingen. Vi er takknemlige for disse tilleggsbidragene og for entusiastisk bistand og støtte fra et stort antall enkeltpersoner og institusjoner (se bidragsytere).

**Boks I.2: Landgrupper brukt i denne rapporten**

I likhet med *Dobris*-rapporten dekker også denne rapporten Europa, fra Irland i vest til Uralfjellene i øst. I teksten og diagrammene er følgende landgrupper brukt:

**Vest-Europa**

(EU + EFTA + Sveits)

Østerrike, Belgia, Danmark, Finland, Frankrike, Tyskland, Hellas, Irland, Italia, Luxembourg, Nederland, Portugal, Spania, Sverige, Storbritannia + Island, Liechtenstein, Norge + Sveits

**Sentral- og Øst-Europa (CEE)**

(alle sentraleuropeiske land, de baltiske stater, Tyrkia, Kypros og Malta)

Albania, Bosnia-Hercegovina, Bulgaria, Den tsjekkiske republikk, Kroatia, Estland, Den tidligere jugoslaviske republikken Makedonia (FYROM), Latvia, Litauen, Ungarn, Polen, Romania, Den tidligere republikken Jugoslavia, Den slovakiske republikk, Slovenia + Tyrkia, Kypros og Malta

I løpende tekst brukes av og til «Øst-Europa» som en samlebetegnelse på de sentral- og østeuropeiske landene og Europas nye, uavhengige stater.

**Europas nye, uavhengige stater (NIS)**

(utenom de baltiske stater)

Armenia, Aserbajdsjan, Hviterussland, Georgia, Moldova, Den russiske føderasjon, Ukraina

**OECD-Europa**

Østerrike, Belgia, Den tsjekkiske republikk, Danmark, Finland, Frankrike, Tyskland, Hellas, Ungarn, Island, Irland, Italia, Liechtenstein, Luxembourg, Nederland, Norge, Polen, Portugal, Spania, Sverige, Sveits, Storbritannia, Tyrkia.

**Kapittel 9** bruker en særskilt landgruppering. Se kapittel 9, boks 9.1

## **Bidragstere**

Denne rapporten er skrevet i samarbeid med et stort antall personer. Vi vil her takke dem for deres arbeid. Ansvarer for rapporten ligger imidlertid hos Det europeiske miljøbyrået. Redaktørene beklager ufrivillige utelatelse av personer som har bidratt til rapporten.

### **Nasjonale kontaktpunkter og andre nasjonale bidragstere**

*Albania:*

Ariana Koca

*Armenia:*

Simon R Papyan, Julietta Gabrielyan

*Østerrike:*

Johannes Mayer

*Aserbajdsjan:*

A Gasanov, Fikret Djafarov

*Hviterussland*

Alla Metelitsa

*Belgia:*

Jan Voet, Anne Teller, Alain Derouane

Daniel Rasse

*Bosnia-Hercegovina:*

Ahdin Orahovac

*Bulgaria:*

Nikola Matev

*Kypros:*

Nicos Georgiades

*Kroatia:*

Ante Kutle

*Den tsjekkiske republikk:*

Jaroslav Benes

*Danmark:*

Torben Moth Iversen

*Estland:*

Leo Saare

*Den føderale republikken Jugoslavia:*

Jadaranko Simic

*Finland:*

Tapani Säynätkari

*Den tidligere jugoslaviske republikken Makedonia (FYROM):*

Strahinja Trpevski

*Frankrike:*

Cécile Rechatin, Françoise Nirascou

*Tyskland:*

Karl Tietmann

*Georgia:*

Ketevan Tsereteli

*Hellas:*

Mata Aravantinou

*Ungarn:*

Györgyi Vékey

*Island:*

Hugi Ólafsson

*Irland:*

Larry Stapleton

*Italia:*

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

Claudio Maricchiolo, Angela Spagnoletti, Marco Valentini

*Latvia:*

Ieva Rucevska

*Liechtenstein:*

Petra Bockmühl

*Litauen:*

Gintaras Jodinskas

*Luxembourg:*

JeanPaul Feltgen

*Malta:*

Joseph Callus, Lawrence Micallef

*Moldova:*

Petru Cocirta, Arcadie Capcelea, Victor Plângâu, Constantin Bulimaga

*Nederland:*

Adriaan Minderhoud

*Norge:*

Berit Kvæven

*Polen:*

Anna Bobińska

*Portugal:*

Maria Leonor Gomes

*Romania:*

Radu Cadariu

*Den russiske føderasjon:*

Sergey N Kuraev

*Den slovakiske republikk:*

Tatiana Plesnikova

*Slovenia:*

Anita Velkavrh

*Spania:*

Juan Martínez Sánchez, Francisco Cadarso, Maricruz Anegón

*Sverige:*

Ebbe Kvist, Stig Norström

*Sveits:*

Peter Grolimund, Patrick Ruch †

*Tyrkia:*

Kumru Adanali, Güzin Abis

*Storbritannia:*

Paul Swallow

*Ukraina:*

Anatol Shmurak

## **Bidragstere etter kapittel**

### ***Kapittel 1 Økonomisk utvikling***

#### *Samordning*

Keimpe Wieringa, Martin Büchele (EEA)

#### *Forfatter*

Sibout Nooteboom (DHV Environment & Infrastructure, NL)

#### *Gjennomgang*

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

### ***Kapittel 2 Klimaendringer***

#### *Samordning*

André Jol (EEA)

#### *Forfatter*

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

#### *Gjennomgang*

Pier Vellinga (Vrije Universiteit Amsterdam, NL), Mike Hulme (University of East Anglia, UK), Rolf Sartorius (Federal Environmental Agency, GE), Knut Alfsen (Senter for internasjonal klima- og miljøforskning, Universitetet i Oslo, NO)

### ***Kapittel 3 Nedbryting av ozonlaget***

#### *Samordning*

Gabriel Kielland (EEA)

#### *Forfattere*

Guus Velders (ETC-AQ/RIVM, NL), Geir Braathen (ETC-AQ/NILU, NO), Michael Petrakis (ETC-AQ/NOA, GR), M Kassomenos (ETC-AQ/NOA, GR)

#### *Gjennomgang*

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

### ***Kapittel 4 Forsuring***

#### *Samordning*

Gabriel Kielland (EEA)

#### *Forfattere*

Erik Berge (ETC-AQ/DNMI, NO), Arne Semb (ETC-AQ/NILU, NO), Espen Lydersen (NIVA, NO), Simon Eggleston (ETC-AE/AEA National Environment Technology Centre, UK)

#### *Gjennomgang*

Per-Inge Grennfeldt (IVL, Swedish Environmental Research Institute)

### ***Kapittel 5 Bakkenært ozon***

#### *Samordning*

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/University of Athens),  
Dimitra Founda (ETC-AQ/NOA, GR),  
Michael Petrakis (ETC-AQ/NOA, GR),  
David Simpson (ETC-AQ/DNMI, NO)  
*Gjennomgang*  
Peter Builtjes (TNO, NL), Andreas Volz-  
Thomas (Forschungszentrum Jülich GmbH,  
GE)

### ***Kapittel 6 Kjemikalier***

#### *Samordning*

Ingvar Andersson (EEA)

#### *Forfattere*

David Gee (EEA), Han Blok (BKH Consulting Engineers, NL)

#### *Gjennomgang*

Finn Bro-Rasmussen (DTU, DK), Bo Jansson (Universitetet i Stockholm, SW), Philippe Bourdeau (Université Libre de Bruxelles, BE)

### ***Kapittel 7 Avfall***

#### *Samordning*

Anton Azkona (EEA)

#### *Forfattere*

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

#### *Gjennomgang*

Cees van Beusekom (Statistics Netherlands),  
Leif Mortensen (EPA, DK), Jan-Dieter Schmitt-Tegge (Federal Environmental Agency, GE)

### ***Kapittel 8 Biologisk mangfold***

#### *Samordning/forfatter*

Ulla Pinborg (EEA)

#### *Bidragsytere*

Graham Tucker (Ecoscope Applied Ecologists, UK), Karen Mitchell (IEEP, UK), Luis Diego (INIMA, SP), Risto Päivinen (EFI, FI)

#### *Gjennomgang*

Antonio Machado (SP), Eileen Buttle (UK),  
Gilbert Long (IARE, FR), Edit Kovacs-Lang (Hungarian Academy of Sciences, HU),  
Peder Agger (Universitetet i Roskilde, DK)

### ***Kapittel 9 Vann og vassdrag***

#### *Samordning*

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, A)

#### *Gjennomgang*

Michel Meybeck (Université Pierre et Marie Curie, FR),  
Poul Harremoës (Danish Technical

University, DK),  
Igor Liska (Water Research Institute, Den slovakiske republikk)



**Kapittel 10 Miljøet i hav- og kystområder**

*Samordning*

Evangelos Papathanassiou (EEA)

*Forfattere*

Tor Bokn (ETC-MC/NIVA, NO), Hein-Rune Skjoldal (IMR, NO), Jens Skei (ETC-MC/NIVA, NO), Norman Green (ETC-MC/NIVA, NO), Torgeir Bakke (ETC-MC/NIVA, NO), Gunnar Severinsen (ETC-MC/NIVA, NO)

*Gjennomgang*

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

**Kapittel 11 Jordforringelse**

*Samordning*

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, A), José Luis Rubio (ETC-S/CIDE, SP), Martin Schamann (ETC-S/UBA, A)

*Gjennomgang*

Angelo Aru (University of Cagliari, IT), Winfried Blum (University of Agriculture and Natural Resources, A), Godert van Lynden (ISRIC, NL) Michael Hamell (CEC, DG XI/D/1), Nicholas Yassoglou (NAGREF, GR)

**Kapittel 12 Bymiljø**

*Samordning*

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 Papalexioi (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, NO)

*Gjennomgang*

Voula Mega (European Foundation for the Improvement of Living and Working Conditions, IRL), Liz Mills, (CEC, DG XI/D/3), Christoph Erdmenger (ICLEI, GE)

**Kapittel 13 Teknologiske og naturlige miljøtrusler**

*Samordning*

David Stanners (EEA)

*Forfatter*

Christian Kirchsteiger (CEC/JRC)

*Gjennomgang*

Alessandro Barisich (CEC, DG XI/C/4),  
Serge Orłowski (BE)

***Kapittel 14 Økonomiske sektorer og bidrag til andre kapitler***

*Samordning*

Ronan Uhel (EEA)

*Forfattere*

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

*Gjennomgang*

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

***Datainnsamling og -behandling,  
kart og diagrammer***

***EEA:***

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

***EEA/Phare:***

Adriana Gheorghe

***ETC/Naturvern:***

Juan Manuel de Benito, Sophie Condé

***ETC/Hav og kyst:***

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

***ETC/Utslipp til luft:***

Dietmar Koch, Tim Murrells

***ETC/Vann og vassdrag:***

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

***ETC/Arealdekke:***

Rolf Bergström

***ETC/Jord:***

José Luis Rubio, Andreas Scheidleder, Peter  
Loveland

***ETC/Luftkvalitet:***

Roel van Aalst, Sofia Papalexiou, Evelina  
Toullou, Rob Sluyter, Inga Fløysand,  
Jozef Pacyna, Jerzy Bartnicki

***European Forest Institute (Finland):***

Risto Päivinen

***National Environmental Research Institute (Danmark):***

Peter Kristensen

***UNEP/GRID Warszawa:***

Marek Baranowski, Maria Andrzejewska

***UNECE, Sveits:***

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, Frankrike:***

Arnaud Comolet, Tatiana Kadysheskaya

**Samordning og redigering**

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

## Sammendrag

### PROBLEMER

Tabell 1 gir en samlet oversikt over framskritt gjort i løpet av (grovt regnet) de siste fem årene for hvert av Europas 12 viktigste miljøproblemer identifisert i *Dobris*-rapporten og som evalueres i denne rapporten.

Vi skiller mellom framskritt når det gjelder utvikling av politikk og framskritt når det gjelder bedring av miljøets kvalitet – som ikke alltid holder helt tritt med den politiske utviklingen. Det er ikke til å unngå at informasjonsgrunnlaget som rapporten er basert på, er mer pålitelig på noen av områder enn på andre. Det er særlig svakt innenfor områdene kjemikalier, biologisk mangfold og bymiljø. Derfor vil for eksempel det «nøytrale tegn» for framskritt når det gjelder politikk for bakkenært ozon være mer solid begrunnet og bedre forstått enn tilsvarende skåre for kjemikalier, der en endret forståelse av de underliggende problemer og stor mangel på data har hemmet forsøkene på evaluering.

**Tabell 1:**

| Miljøproblem                    | FRAMSKRITT politikk | FRAMSKRITT miljøtilstand |
|---------------------------------|---------------------|--------------------------|
| Klimaendringer                  |                     |                          |
| Nedbryting av ozonlaget         |                     |                          |
| Forsuring                       |                     |                          |
| Bakkenært ozon                  |                     |                          |
| kjemikalier                     |                     |                          |
| avfall                          |                     |                          |
| biologisk mangfold              |                     |                          |
| vann og vassdrag                |                     |                          |
| miljøet i hav- og kystområder   |                     |                          |
| jordforringelse                 |                     |                          |
| bymiljø                         |                     |                          |
| teknologiske og naturlige farer |                     |                          |

**Forklaring:**

positiv utvikling politisk eller med hensyn til miljøets tilstand.

en viss utvikling politisk, men utilstrekkelig til å behandle problemet i dets fulle bredde (herunder utilstrekkelig geografisk dekning). Liten eller ingen endring i miljøtilstanden. Kan også indikere usikker eller variabel utvikling på forskjellige områder.

liten utvikling politisk eller ugunstig utvikling av miljøtilstanden. Kan også indikere vedvarende høy belastning eller dårlig miljøtilstand.

### Utslipp til atmosfæren

Takket være en årelang kraftinnsats for å samordne politikk og tiltak både innenfor og utenfor Europa for å redusere skadelige utslipp og bedre luftkvaliteten har de fleste europeiske land fått vesentlige kutt i utslippene av flere stoffer som truer miljøet og menneskelig helse. Blant disse stoffene finner vi svoveldioksid, bly og ozonnedbrytende stoffer. Det har vært mindre reduksjoner i utslippene av

Tabell 2 Framskritt i forhold til de oppsatte mål

|  | Situasjonen i: |      |      | Mål  | Målindeks<br>(år) | Framskritt                        |
|--|----------------|------|------|--|-------------------|-----------------------------------|
|  | 1990=100       | 1985 | 1990 |  |                   |                                   |
| <b>Klimaendringer CO<sub>2</sub>-utslipp</b> |                |      |      |  |                   |                                   |
|  |                |      |      | UNFCCC-mål: stabilisere CO <sub>2</sub> -utslippene på 1990-nivå innen 2000 («før-Kyoto») Se teksten for målene fra Kyoto  |                   |                                   |
| <i>Vest-Europa</i>                           | 97             | 100  | 97   |  | 100 (2000)        | <b>I rute, se tekst</b>           |
| <i>Sentral-Europa</i>                        | --             | 100  | 80   |  | 100 (2000)        | <b>I rute</b>                     |
| <i>Europas nye, uavhengige stater</i>        | --             | 100  | 81   |  | 100 (2000)        | <b>I rute</b>                     |
| <b>Nedbryting av ozonlaget</b>               |                |      |      |  |                   |                                   |
| <b>KFK-produksjon EU</b>                     |                |      |      |  |                   |                                   |
|  | 160            | 100  | 11   | KFK11, 12, 113, 114, 115 mht. Ozonnedbrytende effekt. Mål: utfasing av KFK innen 01.01.95, med unntak for bruk og produksjon som er nødvendig for å dekke grunnleggende behov i utviklingsland. Verdi i 1996: 12 | 0 (1995)          | <b>I rute</b>                     |
| <b>Forsuring</b>                             |                |      |      |  |                   |                                   |
| <b>SO<sub>2</sub>-utslipp</b>                |                |      |      |  |                   |                                   |
|  |                |      |      | Mål iht. andre svovelprotokoll under CLRTAP.   |                   |                                   |
| <i>Vest-Europa</i>                           | 119            | 100  | 71   |  | 60 (2000)         | <b>Vil sanns. nås</b>             |
| <i>Sentral-Europa</i>                        | 118            | 100  | 66   |  | 70 (2000)         | <b>I rute</b>                     |
| <i>Europas nye, uavhengige stater</i>        | 131            | 100  | 62   |  | 90 (2000)         | <b>I rute</b>                     |
| <b>NO<sub>x</sub>-utslipp</b>                |                |      |      |  |                   |                                   |
|  |                |      |      | Mål iht. den første NO <sub>x</sub> -protokoll under CLRTAP. Mål: stabilisering på 1987-nivå, EU-mål: 30 % i forhold til 1990-nivå.  |                   |                                   |
| <i>Vest-Europa</i>                           | 93             | 100  | 91   |  | 70 (2000)         | <b>Vil sannsynligvis ikke nås</b> |
| <i>Sentral-Europa</i>                        | 104            | 100  | 72   |  | 105 (1994)        | <b>I rute</b>                     |
| <i>Europas nye, uavhengige stater</i>        | --             | 100  | 67   |  | 99 (1994)         | <b>I rute</b>                     |
| <b>VOC-utslipp</b>                           |                |      |      |  |                   |                                   |
|  |                |      |      | Mål iht. VOC-protokollen under CLRTAP, ekskl. naturlige utslipp.   |                   |                                   |
| <i>Vest-Europa</i>                           | 97             | 100  | 89   |  | 70 (2000)         | <b>Vil sannsynligvis ikke nås</b> |
| <i>Sentral-Europa</i>                        | --             | 100  | 81   |  | 70 (2000)         | <b>I rute</b>                     |
| <i>Europas nye, uavhengige stater</i>        | --             | 100  | 70   |  | 70 (2000)         | <b>I rute</b>                     |

**Merknad:** Data foreligger bare for 4 av de nye, uavhengige statene i Europa (Kviterussland, Moldova, Den russiske føderasjon og Ukraina).

CLRTAP= UNECE-konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning. Selv om denne evalueringen gjøres for hele området, gjelder målene bare for de land som er part i konvensjonen.

nitrogenoksider og flyktige organiske forbindelser utenom metan (NMVOC).

I Vest-Europa skyldes disse endringene først og fremst gjennomføringen av politiske tiltak for å redusere utslippene, pluss strukturelle endringer i industriproduksjonen og overgang til renere brensel. I Sentral- og Øst-Europa har virkningene av reduksjonstiltakene på langt nær bidratt i like stor grad som den dramatiske nedgangen i energiforbruket og industriproduksjonen som følge av endringene i den økonomiske struktur, som dermed har gitt betydelige reduksjoner i råvareforbruk og utslipp.

Framskritt som er gjort for å nå målene for reduksjon av utslipp til luft er vist i tabell 2. Det er bare for forurensende stoffer nevnt i denne tabellen at konvensjoner og protokoller har satt kvantitative mål på alleuropeisk plan.

Til tross for de framskritt som er gjort, som vi ser av tabell 2, trengs ytterligere utslippskutt for flere stoffer om allerede vedtatte mål – og planlagte nye mål – skal oppfylles. Mesteparten av utslippsreduksjonene så langt skyldes endringer i økonomiske forhold og tiltak rettet mot store kilder innen *industri- og energisektoren*. Med unntak av bly fra bensin har det vært mindre framgang å spore

når det gjelder utslipp fra diffuse kilder som *transport* og *landbruk*, som av natur er vanskeligere å få under kontroll og som krever bedre samkjøring av miljøpolitikken og politikken på andre områder.

### **Klimaendringer**

Selv om det har vært en viss reduksjon i utslippene av klimagasser (CO<sub>2</sub>-utslippene gikk i Europa sett under ett ned med 12 % og i Vest-Europa med 3 % fra 1990 til 1995), skyldes mye av dette økonomiske endringer som nedbyggingen av tungindustrien i Øst-Europa og overgangen fra kull til gass i kraftproduksjonen i enkelte vesteuropeiske land.

*Energiforsyningssektoren* er den enkeltsektoren som bidrar mest til CO<sub>2</sub>-utslippene (rundt 35 % i 1995). *Industri, transport og husholdning* + den *kommersielle* sektor står for rundt 20 % hver – selv om bidraget fra transportsektoren er økende. Hva EU angår indikerer det siste «business-as-usual»-scenariet fra Europakommisjonen en økning på 8 % i CO<sub>2</sub>-utslippene fra 1990 til 2010, noe som står i sterk kontrast til dagens mål om en reduksjon på 8 % (for en «kurv» av seks gasser, inkludert CO<sub>2</sub>) for Den europeiske union, som avtalt i Kyoto i desember 1997. Det vil helt klart bli behov for tiltak på alle plan som berører alle økonomiske sektorer dersom målet fra Kyoto-konferansen skal nås.

### **Nedbryting av ozonlaget**

Gjennomføringen av Montreal-protokollen med senere revisjoner har ført til en global reduksjon av produksjonen og utslippene av ozonnedbrytende stoffer med 80-90 %. Tilsvarende reduksjoner er gjennomført i Europa.

Fordi det fremdeles er store mengder ozonnedbrytende stoffer i den øvre atmosfære, vil det imidlertid ta mange tiår før ozonnivået i stratosfæren er gjenoppbygget. Dette understreker hvor viktig det er å redusere utslippene av resterende ozonnedbrytende stoffer (HKFKer, metylbromid) og sikre at eksisterende tiltak blir håndhevet for å framskynde gjenoppbyggingen av ozonlaget.

### **Forsuring**

Det har vært en viss framgang siden *Dobris*-rapporten når det gjelder å få kontroll over problemet med forsuring, hovedsakelig som et resultat av den pågående reduksjonen av svoveldioksidutslippene (50 % for fra 1980 til 1995 for Europa sett under ett). Utslippene av nitrogenoksider og ammoniakk har falt med 15 %. For rundt 10 % av Europas landareal er mengden sure avsetninger imidlertid fremdeles for høy. Når det gjelder NO<sub>x</sub>-utslippene fra transportsektoren, har miljøpolitikken ikke holdt tritt med den økte bruken av transportmidler – veksten i antallet og bruken av biler utligner gevinsten av tekniske forbedringer som økt bruk av renere motorer og katalysatorer i personbiler. På grunn av dette er *transportsektoren* blitt den største syndebukken når det gjelder utslipp av nitrogenoksider. Det store vekstpotensialet innen privat transport i Sentral- og Øst-Europa og de nye, uavhengige statene i Europa vil nok forverre dette problemet.

### **Bakkenært ozon og sommersmog**

Til tross for økende trafikk i hele Europa var det en vesentlig reduksjon (14 %) i utslippet av ozonforløpere i Europa sett under ett fra 1990 til 1995 takket være en kombinasjon av kontrolltiltak innenfor ulike sektorer og økonomisk omorganisering i Øst-Europa. Sommersmogen, som skyldes høye konsentrasjoner av bakkenært ozon, er likevel fremdeles et hyppig problem i mange europeiske land og utgjør en trussel både mot den menneskelige helse og mot vegetasjonen.

Ytterligere store reduksjoner i utslippene av NO<sub>x</sub> og NMVOC på hele den nordlige halvkule må gjennomføres for å sikre noen vesentlig reduksjon av konsentrasjonene av bakkenært ozon. Annet trinn i NO<sub>x</sub>-protokollen av 1988 under FNs ECE-konvensjon om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning (CLRTAP) vil være en

protokoll om NO<sub>x</sub> og relaterte stoffer som tar opp problemene fotokjemisk smog, forsurening og eutrofiering. Protokollen forventes å kunne vedtas i 1999 og vil sannsynligvis ta sikte på enda større utslippsreduksjoner. Utslipp fra den hurtig voksende *transportsektoren*, som står for det meste av NO<sub>x</sub>-utslippene i Europa og det meste av NMVOC-utslippene i Vest-Europa, vil bli spesielt vanskelig å kontrollere.

I Øst-Europa er *industrien* fremdeles den viktigste kilden til NMVOC-utslipp, men denne situasjonen kan bli endret med den forventede økningen innen transportsektoren.

### **Kjemikalier**

På grunn av det enorme antallet kjemikalier som er i vanlig bruk og mangelen på kunnskaper om hvordan de beveger seg gjennom og akkumuleres i miljøet og deres innvirkning på mennesker og miljøet, er det ennå ikke helt klart hvilken trussel de utgjør. Fordi det er vanskelig å vurdere toksisiteten ved mange potensielt skadelige kjemikalier (og blandinger av disse) som brukes eller slippes ut, tar noen av dagens kontrollstrategier sikte på å redusere «belastningen» av kjemikalier i miljøet (og dermed eksponeringen for dem) ved å fjerne dem eller redusere bruken og utslippene av dem. Nye verktøyer, som frivillige reduksjonsprogrammer og registre over giftige/forurensende utslipp, får stadig mer oppmerksomhet.

### **Avfall**

Rapportert samlet avfallsproduksjon er anslått å ha økt med nesten 10 % fra 1990 til 1995. En del av den tilsynelatende økningen kan imidlertid komme av bedret avfallsovervåking.

I de fleste landene domineres avfallsforvaltningen av den billigste løsningen, nemlig deponering på fyllinger. Avfallsminimering og avfallsforebygging vinner stadig bredere aksept som mer ønskelige løsninger for avfallsforvaltning, men vi kan ennå ikke påvise noen samlet tendens i riktig retning. Resirkulering vil generelt lykkes bedre i land som har en sterk infrastruktur for avfallsforvaltning.

Prioritetene i Sentral- og Øst-Europa og i de nye, uavhengige statene omfatter blant annet forbedring av den kommunale avfallsforvaltningen gjennom styrket kildesortering og forvaltning av fyllingsplassene, innføring av lokale resirkuleringstiltak samt gjennomføring av særlige lavkosttiltak for behandling og deponering i prioriterte anlegg.

### **Biologisk mangfold**

Det samlede presset på det biologiske mangfold som skyldes menneskelige aktiviteter (intensivt *jordbruk, skogbruk, urbanisering* og *infrastrukturbygging*, i tillegg til forurensning) har i det store og hele økt siden *Dobris*-rapporten ble utarbeidet.

Presset skyldes en ensartet forvaltning innen jordbruk og skogbruk, der driften i stadig større grad skjer i stor skala, landskapsfragmentering (som fører til isolasjon av naturlige habitater og arter), kjemikaliebelastning, vannuttak, forstyrrelser og innføring av ikke-stedegne arter. Mange nasjonale og internasjonale naturverntiltak er lansert, men gjennomføringen har gått tregt. På lokalt plan har enkelte målrettede naturverntiltak hatt gunstig virkning, men det har vært liten framdrift å spore når det gjelder et bærekraftig jordbruk.

Deler av Sentral- og Øst-Europa og de nye, uavhengige statene i Europa har store områder med relativt intakte skogområder og andre naturlige habitater. Imidlertid vil disse kunne trues av belastninger som følge av endringer og utvikling på det økonomiske plan dersom ikke hensiktsmessige verntiltak bygges inn i Miljøprogrammet for Europa og i den økonomiske utviklingspolitikken på nasjonalt plan og tilhørende finansielle mekanismer, foruten i tiltredelsesavtalene for de landene som går inn i EU.



### **Vann og vassdrag**

Miljøprogrammet for Europa legger særlig vekt på en bærekraftig forvaltning av naturressursene, inkludert vann og vassdrag og vannet i hav- og kystområder, som alle fremdeles blir truet.

Selv om vannuttaket i løpet av siste tiår har vært stabilt eller til og med gått ned i en rekke vest- og østeuropeiske land, er det fremdeles potensiell vannmangel, særlig i urbane områder. Lekkasje fra vannledningsnettene i enkelte land og ineffektiv vannutnyttelse i alle land er fortsatt problemer.

Kvaliteten på grunnvannet - og følgelig den menneskelige helse - trues av høye konsentrasjoner av nitrat fra *jordbruket*. Konsentrasjonene av plantevernmidler i grunnvannet ligger jevnt over EUs grense for maksimalt tillatte konsentrasjoner, og mange land rapporterer at grunnvannet er forurenset av tungmetaller, hydrokarboner og klorerte hydrokarboner. På grunn av den tiden det tar for disse stoffene å komme ned i og gå gjennom grunnvannet, vil det ta flere år å forbedre grunnvannets kvalitet.

Generelt er ikke vannkvaliteten i Europas elver bedret siden 1990. Til tross for 40-60 % reduksjon av de fosforholdige utslippene i løpet av de siste fem årene - takket være tiltak innen *industrien*, *behandling av spillvannet* og økt bruk av fosfastfrie vaskemidler i *husholdningene* - er problemet med eutrofiering av elver, innsjøer, grunnvannsreservoarer og av vannet i kyst- og havområder fortsatt like stort som det som ble rapportert i *Dobris*-rapporten, med for høye konsentrasjoner av næringsstoffer mange steder.

Det drives fremdeles overfiske i mange hav i Europa, og flere arter er alvorlig truet. Dette understreker betydningen av EPEs innstendige foranining om snarest å innføre et bærekraftig *fiskeri*.

### **Jordforringelse**

Jorderosjon og forsaltning utgjør fremdeles et stort problem mange steder, særlig rundt Middelhavet. Lite er oppnådd når det gjelder jordvern, som er et annet område EPE vier særlig oppmerksomhet. Et stort antall forurensete lokaliteter må utbedres. Per i dag er 300 000 potensielt forurensete lokaliteter identifisert, hovedsakelig i Vest-Europa, og da særlig i områder med en lang tradisjon innenfor *tungindustrien*.

I Øst-Europa, som har et stort antall forurensete militærområder, trengs et bredere informasjonsgrunnlag for å fastslå omfanget av problemet.

### **Bymiljø**

Den urbane befolkningen i Europa øker fortsatt, og europeiske byer viser fortsatt tegn på miljøstress, med dårlig luftkvalitet, for høyt støynivå, trafikkorker, tap av grøntområder og forvitring av historiske bygninger og monumenter.

Selv om det har vært en viss bedring siden *Dobris*-rapporten (f.eks. når det gjelder luftkvaliteten i byene), er det flere grunner - særlig *transportrelaterte* - til at menneskets livskvalitet og helse stadig forringes. En positiv utvikling har vært byenes økende interesse for prosessen Lokal Agenda 21. Mer enn 290 byer har undertegnet Ålborg-charteret for bærekraftig utvikling i europeiske byer og tettsteder.

Gjennomføringen av Lokal Agenda 21-retningslinjer og -verktøyer, som gir løfte om betydelige forbedringer som følge av samordnede lokale tiltak, ser ut til å bli det mest avgjørende for utviklingen i byene.

### **Teknologiske og naturlige miljøtrusler**

I tillegg til den konstante belastningen menneskets daglige aktiviteter utgjør, påvirkes Europas miljø av større teknologiske ulykker og naturlige miljøtrusler. Per i dag er data for slike ulykker bare tilgjengelig for enkelte områder på EU-plan, og enda færre data finnes for Sentral- og Øst-Europa og de nye, uavhengige statene i Europa. Rapporterte tilfeller viser at antallet industriulykker per virksomhetsenhet i EU er synkende.

Skader som skyldes oversvømmelser og andre naturkatastrofer med klimatologisk bakgrunn øker i Europa, muligens som et resultat av menneskelig påvirkning som forandring av landskapet (inkludert «forsegling» av jorden under byområder og infrastrukturer), samt fra en stadig hyppigere ekstrem vær-situasjon.

### **SEKTORER**

Evalueringen over viser at selv om noe av presset på miljøet er redusert, har ikke dette generelt ført til at miljøets tilstand eller kvalitet i Europa er bedret. I noen tilfeller skyldes dette en naturlig forsinkelse (i prosesser som nedbrytingen av ozonlaget i stratosfæren eller de økende fosforkonsentrasjonene i innsjøer). I mange tilfeller har imidlertid de tiltakene som er blitt iverksatt, vært for begrenset i forhold til problemets omfang og kompleksitet (f.eks. når det gjelder sommersmog eller plantevernmidler i grunnvannet).

Europeisk miljøpolitikk har tradisjonelt fokusert på å kontrollere forurensningen ved kilden og beskytte særlige deler av miljøet. I den senere tid er det lagt større vekt på å integrere miljøhensyn i andre områder av politikken og fremme en bærekraftig utvikling.

Transport, energi, industri og jordbruk er de viktigste sektorielle «drivkreftene» som påvirker Europas miljø. Utviklingen av en miljøpolitikk og den faktiske gjennomføringen varierer sterkt fra sektor til sektor. Industri- og energisektorene er forholdsvis godt dekket i så måte, men noen områder trenger fremdeles politisk oppmerksomhet (f.eks. energiøkonomisering og fornybar energi). Blant annet er jordbruket dårlig dekket og for tiden til vurdering, og situasjonen for transportsektoren er fremdeles ikke tilfredsstillende.

### **Klimaendringer, forsuring, sommersmog, biologisk mangfold, urbane problemer, kjemikalier, ulykker**

**Transport:** Godstransporten på veiene i Europa har økt med 54 % siden 1980 (målt i tonn/km), passasjertransporten i bil har økt med 46 % siden 1985 (passasjer/km, kun EU) og antall passasjerer transportert med fly har økt med 67 % siden 1985.

Miljøpolitikken manglende evne til å holde tritt med veksten er tydeligere i transportsektoren enn i noen annen sektor. Trafikkorkene, luftforurensningen og støyen bare øker på. Inntil nylig ble veksten innen transportsektoren betraktet som helt grunnleggende forutsetning for økonomisk vekst og utvikling. Myndighetene har påtatt seg å utvikle den nødvendige infrastruktur mens miljøoppgavene har vært begrenset til å sikre at utslippsstandarder for kjøretøyer og bensinkvalitet gradvis skjerpes og at rutevalg foretas på grunnlag av miljøkonsekvensanalyser.

Rapporten viser at det i Europa er gjort visse framskritt når det gjelder slike begrensede målsetninger. Ikke desto mindre har den stadige utbyggingen av trafikk- og transportinfrastrukturer skapt en generell økning i transportrelaterte miljøproblemer og økt allmennhetens bevisstgjøring omkring dem. Dette har ført til at man stiller grunnleggende spørsmål ved forbindelsen mellom økonomisk utvikling og trafikkvekst.

I den senere tid er det blitt arbeidet med å begrense veksten i etterspørselen etter transport, oppmuntre til økt bruk av offentlige transportmidler og stimulere til nye bosettings- og produksjonsmønstre som reduserer behovet for transport. Dette skiftet mot et mer bærekraftig transportmønster vil ikke bli enkelt å gjennomføre, for det ligger et betydelig politisk kraftmoment bak den tradisjonelle tilnærmingen til utbyggingen av infrastrukturer, og offentlig transport taper i hele Europa terreng i forhold til privat transport.

### **Klimaendringer, forsuring, sommersmog, hav- og kystområder, urbane problemer**

**Energibruken**, som er den grunnleggende drivkraften bak klimaendringer og en rekke luftforurensningsproblemer, har vært konstant høy i Vest-Europa siden *Dobris*-rapporten.

Som et resultat av økonomisk omstrukturering har energiforbruket i Sentral- og Øst-Europa og i de nye, uavhengige statene i Europa gått ned med 23 % siden 1990, men det forventes å øke igjen så snart konjunktorene bedrer seg.

Effektivisering av energiproduksjon og -forbruk er en forutsetning for en mer bærekraftig energipolitikk.

Relativt lave energipriser har ikke stimulert til energiøkonomisering i Vest-Europa. I den senere tid er energiutnyttelsen bedret med ca. 1 % per år, mens BNP fremdeles øker med 2-3 % per år.

Det er et betydelig potensial for økt energiutnyttelse i Vest-Europa, særlig innenfor sektorene transport og husholdning, men erfaringer viser at så lenge prisene på fossilt brensel er lave, trengs kraftigere politiske virkemidler for å oppnå dette.

I Øst-Europa kan økonomisk tilnærming til Vest-Europa snu dagens tendens til lavere energiforbruk og føre til ny vekst i utslippene av klimagasser og annen luftforurensning, særlig innenfor industri-, transport- og husholdningssektoren. Også her vil det sannsynligvis bli nødvendig med tiltak for å fremme økt energiutnyttelse i produksjonen og forbruket av energi.

### **Klimaendringer, svekket ozonlag, forsuring, sommersmog, kjemikalier, avfall, vann, hav- og kystområder, urbane problemer, ulykker**

**Industri:** Industriens relative bidrag til problemene med klimaendringer, forsuring, bakkenært ozon og vannforurensning har gått ned etter at *Dobris*-rapporten kom ut.

I Vest-Europa blir miljømålsetninger stadig oftere integrert i beslutninger som industrien tar, slik at industriens samlede utslipp til luft og vann har gått ned. Dette er ikke vanlig i Øst-Europa, noe som understreker disse landenes behov for å ha adekvate forvaltningsstrukturer med tilstrekkelige ressurser for å gjennomføre og håndheve miljølovgivning, og for mer utstrakt bruk av miljøstyringssystemer innenfor den enkelte bransje. Det store teknologiske framskrittet kan finne sted når en vesentlig del av produksjonssystemene er fornyet.

I hele Europa har små og mellomstore bedrifter stor betydning for miljøet, og de har også et stort forbedringspotensial.

Generelt sett er disse bedriftene ennå ikke underlagt effektive miljøtiltak.

**Klimaendringer, svekket ozonlag, forsuring, kjemikalier, biologisk mangfold, avfall, vann, hav- og kystområder, jord**

**Landbruk:** Landbrukspolitikken i Europa var tidligere stort sett rettet mot en maksimering av matproduksjonen og opprettholdelse av gårdbrukernes inntekter. I den senere tid har landbrukspolitikken tatt større miljøhensyn og større hensyn til behovet for et bærekraftig jordbruk. Rapporten viser imidlertid at det fremdeles er langt igjen.

I Vest-Europa har matproduksjonen også i de siste fem årene økt som følge av utviklingen av jordbrukets metoder. Bruken av f.eks. uorganisk gjødsel og plantevernmidler (målt i vekt aktivt stoff) øker ikke lenger (selv om dette, som tidligere nevnt, ikke fører til noe øyeblikkelig forbedring i kvaliteten på grunnvannet), men vannforbruket har fortsatt å øke.

Med økt husdyrproduksjon, økt produksjon av husdyrgjødsel og økte utslipp av forbindelser med redusert nitrogen, er eutrofiering blitt et stort problem i Nordvest-Europa og et stadig større problem i Sør-Europa. Naturlige habitater og det biologiske mangfold står mange steder under press fra et intensivt jordbruk og utbyggingen av nye boligfelt.

Enkelte land har begynt å legge forholdene til rette for et mer miljøvennlig landbruk, men miljøhensyn er fremdeles bare en liten del av Den europeiske unions Felles landbrukspolitikk (CAP). Gjennomføringen av GATT og reformer innen CAP kan føre til ytterligere rasjonalisering og spesialisering av jordbruket og brakklegging av enda flere marginale arealer. Forholdet mellom brakklegging og brakkleggingens innvirkning på det biologiske mangfold er imidlertid ikke helt enkelt.

I Øst-Europa blir strukturelle reformer, modernisering og diversifisering av landbruket fremdeles prioritert. Imidlertid er situasjonen så kompleks og usikker at det er vanskelig å foreta en generell vurdering av virkningen av denne utviklingen.

Å få belastningene på miljøet og ressursbruken ned på et bærekraftig nivå krever nok en større teknologisk utvikling og et radikalt skifte til mindre ressursintensive og mindre miljøskadelige aktiviteter.

Mens det har vært en viss framgang på nasjonalt plan for å utvikle en politikk som integrerer miljøkrav i beslutningstakingen (f.eks. miljøhandlingsplaner eller krav om strategiske miljøvurderinger), er det fremdeles langt igjen før dette er gjennomført på europeisk plan. Imidlertid er potensialet for å gjennomføre forbedringer på miljøområdet så stort at dette kan oppveie produksjons- og forbruksveksten, særlig i Sentral- og Øst-Europa og i de nye, uavhengige statene i Europa. I disse landene gir økonomisk omstrukturering og teknologisk fornyelse muligheter til å unngå noen av de mer ressurskrevende teknologiene vi har i Vest-Europa.

## 1. Økonomisk utvikling

### Hovedkonklusjoner

Den moderate økonomiske veksten i Vest-Europa fortsetter. Europas økonomi drar nytte av fortsatt liberalisering av samhandelen, og totalt privat forbruk øker som følge av demografiske endringer (befolkningsvekst, økning i antallet husholdninger) og på grunn av høyere inntekt. Ekstra inntekt blir for det meste brukt på turisme, transport og luksusvarer. Utbyggingen av et indre marked bidrar direkte til økonomisk vekst, til geografisk konsentrasjon av industriell virksomhet og til urbanisering og internasjonal handel. Disse endringene medfører at transportsektoren øker raskere enn økonomien totalt.

Det synes klart at de fleste landene som var berørt av de økonomiske sjokkene tidlig på 1990-tallet er på bedringens vei. Tjenestesektoren og lettindustrien er de første til å komme på fote. Man skal heller ikke se bort fra ganske dramatiske endringer som en følge av ytterligere liberalisering av jordbruket, og muligens innen tungindustrien. Veksten i industrien forventes å vedvare.

### 1.1 Innledning

Europa er i rask endring. Handelen mellom landene øker stadig i takt med liberaliseringen og utvidelsen av det indre marked. Landbrukssektoren blir nå omstrukturert. Energiprisene er ikke høye nok til å gi noen energiøkonomisering av betydning, i motsetning til situasjonen sent på 1970-tallet. Den langsiktige prisprognoser peker fortsatt nedover fordi verdien av råolje i faste priser går ned, samt at privatisering medfører høyere effektivitet i kraftproduksjonen. Nye transportmidler flytter passasjerer og gods gjennom Europa med større og større hastighet. Informasjonsteknologien sprer seg stadig raskere; vi bor allerede i den «globale landsby».

Dette er noen av de viktigste faktorene som fører til belastninger på miljøet i Europa. Noen av endringene, som f.eks. overgangen fra fly til høyhastighetstog for mellomlange reiser, kan ha en positiv miljøeffekt, mens andre, som økt bilbruk, nok er skadelige. Er Europas miljøpolitikk i stand til å løse opp bindingen mellom økonomisk vekst og forurensning? Og er landene som nettopp har innført markedsøkonomi i stand til å gripe mulighetene til miljøforbedring? Handlingsprogrammet for miljø (EAP) for Sentral- og Øst-Europa (Verdensbanken 1994) inneholder en rekke mål både for økonomi og miljø (se boks 1.1). Blir disse realisert?

Dette kapittelet skisserer utviklingen for enkelte av disse (i hovedsak økonomiske) faktorene, og beskriver de endringer som har funnet sted siden *Dobris*-rapporten. Kapittelet beskriver utviklingen innen produksjon og forbruk som drivkrefter bak endringer i miljøet, fokuserer på fabrikkindustrien som den viktigste kilden til mange ulike typer utslipp og avfall, og på turismen som en kilde til økende miljøbekymring. Utviklingen i andre sektorer behandles i større detalj i senere kapitler, spesielt hva angår energi (kapittel 2, punkt 2.5), transport (kapittel 4, punkt 4.6), kjemisk industri (kapittel 6, punkt 6.2) og landbruk (kapittel 8, punkt 8.3).

### 1.2 Makroøkonomisk utvikling

#### *Vest-Europa*

Økonomien i EU tar seg nå opp igjen etter lavkonjunkturen tidlig på 1990-tallet, men den økonomiske veksten er moderat (realverdien av BNP gikk opp 2,5 % i 1995 (OECD 1996)). Etableringen av det indre marked har vært en avgjørende faktor i den økonomiske ekspansjon. Det er beregnet at dersom det indre marked ikke var etablert, ville totalproduksjonen i EU vært 1 % lavere (Buchan 1996). Forberedelsene til Den økonomiske og monetære union (EMU) er også en viktig drivkraft bak utviklingen i EU-økonomiene. I sine bestrebelsers på å tilpasse statsgjeld og budsjettunderskudd til de krav som stilles, tvinges medlemslandene til å redusere sine utgifter mer enn de ellers ville ha gjort. Dette er ikke alltid smertefritt, noe f.eks. Tyskland har fått erfare. En positiv faktor i den økonomiske utviklingen er at inflasjonen nå er

**Boks 1.1: Handlingsprogrammet for miljø (EAP) for Sentral- og Øst-Europa**

Handlingsprogrammet for miljø (Verdensbanken 1994) har som formål å hjelpe styresmaktene i sentral- og østeuropeiske land til å løse sine miljøproblemer. Det ble vedtatt på Ministerkonferansen i Luzern i april 1993, og det ble den gang slått fast at de viktigste elementene i utviklingen ville være:

*«Mindre aktivitet i landene i Sentral- og Øst-Europa har medført betydelige utslippsreduksjoner. Markedsreformene i disse landene må struktureres med sikte på å understøtte de miljøforbedringer som er oppnådd, ved å fremme et skifte til mindre ressursintensive og renere aktiviteter og teknologier.»*

*«Ettersom alle bedrifter må vurdere kapitalens reelle alternativkostnad, vil man se et skifte fra store kapitalinvesteringer som krever produkter fra tungindustrien, til en mer kontinuerlig prosess hvor man skifter ut eksisterende kapitalutstyr og inkorporerer ny teknologi. Resultatet blir at gjennomsnittlig utslipp per produsert enhet går ned.»*

*«I grove trekk forventes den økonomiske omstruktureringen å påvirke økonomiene i Sentral- og Øst-Europa på to måter. For det første vil strukturendringene føre til mindre belastninger på miljøet. Slike endringer kan fremmes ved å fjerne energisubsidier og innføre riktig prising av energien, samt gjennom privatisering. For det andre vil det, når den økonomiske veksten tar seg opp igjen, oppstå nye belastninger på miljøet.*

*De viktigste faktorene som påvirker miljøutviklingen på kort og mellomlang sikt er:*

- *produksjonen i tungindustrien (i forhold til nettonasjonalinntekten) vil stadig gå ned,*
- *veksten i industriproduksjonen kommer til å bli mye lavere enn i økonomien som helhet, og man vil få et skifte fra luftforurensende til vannforurensende aktiviteter,*
- *veksten i privat transport og emballasje kommer til å skape nye problemer i byene når det gjelder trafikkforurensning og kommunalt avfall,*
- *enkle endringer i organiseringen av produksjonen kan føre til bedre utnyttelse av råvarer, arbeidskraft og kapital i mange bedrifter. Revisjoner av en rekke større fabrikker i Sentral- og Øst-Europa har identifisert et enormt antall (ofte meget) lønnsomme muligheter til å redusere sløsing med ressurser eller til å gjenvinne verdifullt materiale fra avfallsstrømmene,*
- *utskifting av gamle fabrikker og utstyr med ny kapitalteknologi vil legge til rette for et miljømessig «gratismåltid». Selv om det bare er økonomisk begrunnet, vil man etter hvert ta i bruk renere teknologi i produksjon av tekstiler, papir, kjemikalier og metallurgiske produkter.»*

på sitt laveste siden 1960-tallet. Rentenivået er lavt, og valutamarkedet er forholdsvis stabilt. Arbeidsledigheten er imidlertid fortsatt høy. I perioden 1990-95 steg arbeidsledigheten i Vest-Europa fra 7,8 % til 10,2 % (UNECE 1996). Underskuddene på statsbudsjettene er også store. Kombinasjonen av et labert arbeidsmarked og omstrukturering av de ulike trykkesystemene som har vært nødvendig for å balansere de offentlige budsjetter, har resultert i liten eller ingen økning i disponibel inntekt. På den annen side kan den påfølgende stabilisering av forbruket (se figur 1.6) ha en gunstig miljøeffekt.

**Landene i Sentral- og Øst-Europa og Europas nye, uavhengige stater**

De tidligere planøkonomiene i Øst-Europa begynner nå å komme seg etter den økonomiske kollapsen omkring 1990. De fleste landene har en økonomisk vekst på opp til 5 % årlig, men med store forskjeller landene imellom. Denne veksten er et resultat av handels- og prisliberalisering, privatisering, avmonopolisering, og reformer i de ulike skatte-, retts- og finanssystemene (Verdensbanken 1996a, EBRD 1996 og 1997). Internasjonal handel betraktes som en viktig drivkraft for økonomisk vekst. Landene i Sentral- og Øst-Europa som har utvidet sin samhandel med Vest-Europa, har tjent mer på dette vekstpotensialet enn Europas nye, uavhengige stater, som i stor grad fremdeles handler med hverandre (USAID m.fl. kommer).

Et viktig mål for den økonomiske politikken er å få inflasjonen ned på tilsvarende nivåer som i EU. Importvarer er viktige i gjenoppbyggingen av økonomien og for å bli konkurransedyktige, men resultatet er at mange land sliter med negativ handelsbalanse. Innenlandsinvesteringene er fortsatt på et lavt nivå, men vokser, og ettersom man har konsentrert seg om gjenoppbyggingen av økonomiene, har utgiftene til personlig forbruk blitt holdt nede. For å unngå alvorlige samfunnsproblemer blir mange forbruksvarer, og spesielt primærprodukter som ulike typer brensel, fortsatt sterkt subsidiert eller svært lavt beskattet.

Deler av landbruket og industrien, inkludert deler av tungindustrien er fortsatt sterkt subsidiert for å beskytte landets økonomi. Privatiseringen av statseide selskaper er langt fra ferdig, og mange institusjoner er fortsatt preget av det gamle regimet. I mange land har markedskreftene bare begrenset spillerom, slik at en balansert økonomisk vekst på mange måter fremdeles blir forhindret. I denne delikate omstillingsprosessen er sysselsettingen en av de mest utsatte faktorer. Arbeidsledigheten varierer, delvis fordi omstillingsprosessen utvikler seg ulikt fra land til land. I de landene hvor omstillingen er kommet igang, har arbeidsledigheten stort sett gått ned siden 1993 for nå å ligge på gjennomsnittlig 10 %. I enkelte land er den

mye lavere (som f.eks. 3,9 % i Den tsjekkiske republikk i mars 1997).

Boks 1.2 gir en kort beskrivelse av utviklingen av BNP i Europa i de senere år. BNP er imidlertid ingen velferdsindikator, og i boks 1.3 gis en oversikt over de viktigste faktorer som *ikke* måles av BNP.

### 1.3 Produksjon

#### 1.3.1 De viktigste økonomiske sektorer

##### Vest-Europa

I store trekk var Vest-Europas økonomier først dominert av jordbruk, så av industri og deretter i økende grad av tjenestesektoren. I alle vesteuropeiske land finner man at tjenestesektoren øker raskt (figur 1.2). Ved første øyekast vil man forvente at en tjenstedominert økning i BNP ville medføre mindre belastninger på miljøet enn en tilsvarende økonomisk vekst dominert av industrien. Men reduksjonen i miljøbelastninger fra et skifte til tjenester kan bli mindre enn det økonomiske indikatorer gir uttrykk for. Tjenester omfatter transport, turisme og andre aktiviteter som kan skape betydelige belastninger på miljøet. Videre kan en tjenesteøkonomi medføre økt import av landbruks- og industriprodukter fra andre verdensdeler

#### Boks 1.2: Utviklingen av BNP i Europa

**Vest-Europa.** Bruttonasjonalproduktet (BNP) i Vest-Europa økte i gjennomsnitt med ca. 2 % årlig mellom 1990 og 1995. Dobbrisrapporten forutsatte at ekspansjonen ville flate ut, noe som ikke har skjedd, for etter en midlertidig nedgang i veksten i 1992 og 1993 (-0,5 % i EU i 1993), har veksten tatt seg opp igjen til 2,9 % i 1994 og til omkring 2 % i 1995. I perioden 1990-95 ekspanderte alle de vesteuropeiske økonomiene (Irlands med over 30 %). Eneste unntak var Finland, med en nedgang på 2,7 %. Den økonomiske veksten i EU forventes å øke til 2,7 % årlig i perioden 1997-98 (OECD 1996).

#### Landene i Sentral- og Øst-Europa samt Europas nye, uavhengige stater

Den økonomiske veksten er relativt høy i Polen, Ungarn, Den tsjekkiske republikk, Den slovakiske republikk og Slovenia. I de siste har også Albania, Armenia, Kroatia, Estland, Georgia, Latvia og Litauen hatt økonomisk vekst. Noen land, som Bulgaria, Den russiske føderasjon og Ukraina har fortsatt nedgang i produksjonen.

#### Figur 1.1: BNP per innbygger, 1986-94

1000 USD per innb.

Vest-Europa

Øst-Europa – høyt BNP/innb

Øst-Europa – middels BNP/innb.

Øst-Europa – lavt BNP/innb.

**Merknader:** BNP er vist for grupper av land avhengig av BNP per innbygger i 1994:

1) høyeste BNP/innb. (Vest-Europa); 2) høyeste BNP/innb. i landene i Sentral- og Øst-Europa (Kroatia, Den tsjekkiske republikk, Ungarn, Polen, Den slovakiske republikk, Slovenia, Tyrkia. Pga. nedgang i BNP/innb. i Tyrkia i 1994 kommer ikke den relativt høye vekstraten i de andre landene i denne gruppen fram på denne grafen); 3) middelverdier for BNP/innb. i landene i Sentral- og Øst-Europa og de nye, uavhengige statene (Bosnia og Hercegovina, Bulgaria, Estland, Den tidligere jugoslaviske republikken Makedonia, Latvia, Litauen, Romania, Den russiske føderasjon, Den tidligere republikken Jugoslavia); 4) laveste BNP/innb. i landene i Sentral- og Øst-Europa og de nye, uavhengige statene (Albania, Armenia, Aserbajdsjan, Hviterussland, Georgia, Ukraina)

**Kilder:** FN, OECD, EBRD.

**Boks 1. 3: BNP er ingen velferdsindikator**

BNP brukes vanligvis som en indikator for økonomisk utvikling, men måler egentlig bare produksjon av varer og tjenester. Som et mål på velferd lider BNP av flere svakheter som er beskrevet i en rapport til «Club of Rome» (Dieren 1995):

- ubetalt produksjon i form av f.eks. frivillig arbeid eller ubetalt husarbeid er ikke regnet med,
- endringer i menneskelig, samfunnsmessig eller organisatorisk kapital er ikke regnet med,
- BNP tar ikke hensyn til økt knapphet på naturressurser, som kan bli en alvorlig trussel mot en bærekraftig økonomisk produktivitet,
- BNP tar bare begrenset hensyn til miljøkvalitetens betydning for helse og velferd,
- offentlige utgifter til miljøvern blir behandlet som en økning i BNP, mens de burde vært ført som en samfunnskostnad for å opprettholde miljøets kvalitet.

I de senere år er det tatt en rekke nasjonale og internasjonale initiativer for å utvikle en alternativ indikator som tar hensyn til disse svakhetene. Det er to generelle innfallsvinkler som peker seg ut. Den første metoden søker å utvikle en alternativ makro-indikator («grønt» BNP, bærekraftig nasjonalinntekt, indeks for bærekraftig økonomisk velferd). Men det er ennå langt igjen før metodikken som kreves kan aksepteres og anvendes på europeisk nivå. Den andre metoden forsøker å etablere en helhetlig analytisk ramme der BNP suppleres med en rekke nye indikatorer som fanger opp faktorer som ikke berøres eller blir utilstrekkelig behandlet i dagens beregning av BNP.

og dermed medføre økt belastning på miljøet andre steder.

Økt internasjonal konkurranse har ennå ikke ført til fullstendig nedleggelse av tradisjonelle industrier i EU, men effekten er klart merkbar i industrier som konfeksjon og skipsbygging (ERECO 1994a). Flyttes produksjonen til land utenfor Europa, vil man helt klart også flytte miljøbelastningene.

Når det gjelder produksjon av matvarer, er Europa fortsatt stort sett selvforsynt, og er faktisk en netto eksportør i enkelte varegrupper som meieri- og kjøttprodukter (Alexandratos 1995). Det er foreløpig ingen klare signaler på at den samlede jordbruksproduksjonen i Vest-Europa og de tilsvarende miljøbelastningene minker eller øker.

*Landene i Sentral- og Øst-Europa og Europas nye, uavhengige stater*

Mange land med overgangsøkonomi er fortsatt dominert av landbruk og industri. Som i Vest-Europa er det tjenestesektoren, spesielt turisme og transport, som nå øker mest (se figur 1.2). I Polen gikk f.eks. tjenestesektorens relative andel av BNP opp fra 35 % til 53 % i sjuårsperioden fram til 1996, mens landbrukets del gikk ned fra 13 % til 8 % i samme periode (Anon. 1997). Industrien har tatt seg noe opp igjen. Voksende handel med Vest-Europa er en av de viktigste faktorene i omstillingsprosessen. Slik samhandel er allerede kommet igang og forventes å øke etterhvert, særlig i landene som ønsker EU-medlemskap. Boks 1.4 viser et sammendrag av de viktigste miljøkonsekvensene av økonomisk liberalisering.

Landbruksproduksjonen gikk kraftig ned i de fleste landene med overgangsøkonomier, og oppgangen er såvidt begynt (Nichols 1997). Polen og Romania har spesielle problemer fordi produksjonsenhetene i landbruket er små. De fleste av disse landene har nylig hevet importavgiftene for å beskytte alle som er sysselsatt i landbruket. Disse tollbarrierene må fjernes for å tilfredsstillte kriteriene i EUs felles landbrukspolitikk (CAP), noe som kan få enorme konsekvenser for landdistriktene i disse landene.

---

**Figur 1.2 Komponenter i BNP, 1985-95**

---

## Vest-Europa

- tjenester
- industri
- landbruk

## Sentral- og Øst-Europa og Europas nye, uavhengige stater

- tjenester
- industri
- landbruk



**Boks 1.4: Handelsliberalisering og miljøkonsekvenser**

Miljøkonsekvensene av handelsliberaliseringen i Europa er nylig blitt behandlet i to ulike studier (Oosterhuis & Kuik 1997 og OECD 1997a). Hovedkonklusjonene er:

- forskjellene i miljøstandarder mellom landene ser ikke ut til å påvirke de ulike selskapers vekststrategi i nevneverdig grad, men frykten for svekket konkurranseevne dersom miljøstandardene ikke blir redusert, synes å forhindre en mer aggressiv miljøpolitikk,
- globalisering vil begrense de muligheter en regjering har til ensidig påvirkning av miljømessig atferd i sitt eget land (f.eks. med miljøavgifter). På den annen side vil kravet om multilaterale avtaler bli sterkere – internasjonale selskaper kan lettere gjennomføre miljøtiltak dersom de får de riktige (internasjonale) incitamenter,
- import av forurensende produkter og materialer fra Øst- til Vest-Europa vil etter alt å dømme ikke skape noen store problemer. Det samme gjelder miljøbelastningene fra produksjonsindustrien. I begge tilfeller vil man kreve at EU-standardene overholdes (etter en overgangsperiode),
- jordbruket i Øst-Europa vil sannsynligvis bli mer miljøskadelig etter hvert, og landskapsverdier vil gå tapt på samme måte som i Vest-Europa,
- vekst i transportsektoren er ikke til å komme utenom, og vil etter alt å dømme medføre bygging av ny infrastruktur,
- ulovlig eksport av farlig avfall kan bli et problem,
- liberalisering forventes å være drivkraften i den økonomiske ekspansjonen, med både positive og negative konsekvenser for miljøet. En hensiktsmessig miljøpolitikk kan medvirke til at ekspansjonen faktisk blir gunstig for miljøet. På den annen side vil samlet produksjon og forbruk av miljøskadelige produkter kunne øke, til tross for strengere regler for å redusere intensiteten i ressursbruken.

Som en følge av omstillingen til markedsøkonomi forventes dramatiske endringer i landskapet i Øst-Europa. Bortsett fra Polen og Slovenia har landskapet ute i distriktene vært dominert av store, statseide gårder og kollektiver. Selv om det var regionale forskjeller, var enhetene meget store sammenlignet med gårdene i de områder hvor jorden var i privat eie, med 1 000 til 3 000 ha land. I forbindelse med omstillingen etablerte samtlige land sine privatiseringsprogrammer. Privatiseringen har resultert i bruksenheter som ser ut til å stabilisere seg på størrelser opp til 30-50 ha (se figur 8.7).

Disse endringene forventes å påvirke ressursbalansen på gårdene. Selv om bruken av kunstgjødsel og plantevernmidler fortsatt begrenses av økonomiske faktorer,

---

**Figur 1.3 Produksjon i fabrikkindustrien, 1980-95**

---

Indeks (1980=0)

- OECD-Europa
- Baltiske stater
- Øst-Europa

**Merknad:** Basert på indeks 1980 = 100

**Kilde:** OECD, Verdensbanken

regner man med at jordbruket vil bli stadig mer intensivt. På den annen side ser det ut til at bøndene griper muligheten til å utvikle organisk jordbruk for å imøtekomme en økende etterspørsel i enkelte vesteuropeiske land. Tiltredelsen av nye medlemsland til EU vil ytterligere stimulere denne prosessen.

### 1.3.2 Fabrikkindustrien

#### *Vest-Europa*

Den samlede produksjonen i den europeiske fabrikkindustrien øker fremdeles, men veksten finnes primært i eldre, veletablerte industriområder hvor man oppnår synergieffekter mellom ulike industrier, og hvor man er fordelaktig plassert geografisk i forhold til ressurser og markeder (EC Regional Policies 1994, ERECO 1994a). Konsentrasjonen av veksten til allerede industrialiserte områder styrkes av stordriftsfordelene som følger av et stadig større indre marked og høyere effektivitet innen transport. Disse industriområdene er ofte sterkere knyttet til bykonsentrasjoner enn til de respektive land. Industribyer i EU som med størst sannsynlighet kan forvente ytterligere økonomisk ekspansjon er Lyon, Milano, München, Stuttgart, Bordeaux, Barcelona, Strasbourg og Berlin. I flere tilfeller er imidlertid utviklingen hemmet av problemer i forbindelse med trafikk tetthet og forurensning (ERECO 1994b).

*Landene i Sentral- og Øst-Europa og Europas nye, uavhengige stater*

I de fleste landene med overgangsøkonomier finner den økonomiske oppgangen først og fremst sted innen lettere fabrikkindustri. Den gamle, energikrevende og forurensende tungindustrien er i tilbakegang. Mange slike

fabrikker er fortsatt i drift, men de forventes å tape i konkurransen etter hvert som liberaliseringen av markedet fortsetter. Selv de fabrikkene som fortsatt kan konkurrere, er i stor grad basert på foreldet teknologi, både teknisk og miljømessig. Ny vekst i industrien er betinget av at eksisterende fabrikker blir oppgradert eller ombygget, eller at det bygges helt nye fabrikker. Normalt vil behovet for utenlandsk kapital medføre at det blir tatt tilstrekkelige miljøsyn, ut fra et ønske om å holde potensielle erstatningskrav til et minimum (Klavens & Zamparutti 1995).

Den generelle utviklingen innen fabrikkproduksjon i henholdsvis OECD-Europa, de 12 østeuropeiske landene de baltiske stater unntatt, og i de baltiske stater, er vist i figur 1.3. Utviklingen i enkelte sektorer med særlig betydning for miljøet, og som beskrevet i ERECO (1994a) og Europakommisjonen (1997), omfatter:

- Veksten i papir- og tremasseproduksjonen flatet ut i 1993 men er igjen meget høy. Produksjonen er konsentrert til større fabrikker i Vest-Europa hvor utslipp per produsert tonn gradvis reduseres som et resultat av mer effektiv kontroll av utslippene. Resirkulert papir har gitt et stadig større bidrag i første halvdel av 1990-tallet, spesielt i Danmark, Hellas og Nederland.
- Den kjemiske industrien i EU vokser raskt (se figur 6.1). Det er hard konkurranse mellom Vest- og Øst-Europa når det gjelder produksjon av basisprodukter som for eksempel kunstgjødsel, og etter Dobris-rapporten er det mye som tyder på at Øst-Europa er i ferd med å ta igjen sine konkurrenter. Utslipp og energiforbruk per produsert enhet har gått ned.
- I aluminiumsindustrien er det sterk konkurranse mellom Vest- og Øst-Europa, da spesielt Russland. Produksjonen går ned i EU, men øker i de sentral- og østeuropeiske landene og i Europas nye, uavhengige stater. Fra år 2000 forventes det at 40 % av Vest-Europas produksjon vil være basert på resirkulert aluminium som råmateriale i stedet for bauxitt, og at denne andelen på lang sikt vil bli rundt 60 % (Gielen & van Dril 1997).
- Produksjonen av jern og stål i EU gikk ned mellom 1990 og 1993, økte igjen i 1994 og er forventet å øke med omtrent 2 % årlig til 1998. Bedre produktkvalitet forventes å gi moderne vest- og sentraleuropeiske produsenter en helt klar markedsfordel over gamle fabrikker i det tidligere Sovjetunionen.
- Elektriske stålverk står for en stadig større del av den samlede stålproduksjonen i Sentral- og Vest-Europa (Gielen & van Dril 1997), og gamle stålverk vil sannsynligvis gradvis bli erstattet med elektriske. Denne utviklingen kom opprinnelig igang fordi prisen på råvaren (skrapjern) var lavere enn prisen på jernmalm, men investering i prosessen fortsetter av flere grunner: produksjonsenheter er mindre og mer fleksible, tilgangen på skrapjern øker, og markedet for stål produsert med elektrisitet har vokst betydelig ettersom kvaliteten nå er nesten like bra som i stål fra smelteovner. Og, det viktigste i forbindelse med denne rapporten, miljøkonsekvensene (spesielt CO<sub>2</sub>utslippene) er mindre enn ved bruk av smelteovner.

### 1.3.3 Miljøindustri

En økende forståelse av behovet for vern og gjenoppbygging av miljøet har ført til utvikling av det som faktisk er en ny industrigren, såkalt miljøindustri eller økoindustri. Den omfatter utvikling og markedsføring av utstyr for kontroll av luftforurensning, behandling av avløpsvann, avfallsforvaltning, opprensning av forurenset grunn, støy- og vibrasjonskontroll samt forskning og utvikling, miljøovervåking og miljørådgivning.

I 1994 bidro miljøindustrien i EU med ca. USD 41,7 milliarder i brutto verdiskapning (ca. 0,5 % av BNP), nokså jevnt fordelt mellom medlemsstatene (Ecotec m.fl. 1997). Data foreligger ikke for annet enn 1994 og heller ikke for land utenfor EU. Realveksten innenfor miljønæringen forventes å bli større enn i resten av økonomien de kommende fem år. En av grunnene er det nye markedet i Øst-Europa og en fortsatt videreutvikling av EUs miljøpolitikk som før eller senere vil måtte bli tatt opp også i de tiltredende stater.

En nylig gjennomført undersøkelse konkluderte med at enkelte land med overgangøkonomi, særlig de som med stor kraft har gått løs på sine miljøproblemer (som Polen og Den tsjekkiske republikk), har opplevd sterk vekst i miljøbedrifter, mens andre sentral- og østeuropeiske land og Europas nye, uavhengige stater fortsatt har en nokså begrenset evne til å frambringe de nødvendige miljøvarer og miljøtjenester (USAID m.fl. under arbeid). I en undersøkelse som snart skal utgis av OECD anslås det at markedet for

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

millioner turister

**Kilde:** Verdens reiselivsorganisasjon (WTO)

miljøvarer og miljøtjenester i 1995 var ca. USD 5 milliarder i Sentral- og Øst-Europa (inkludert de baltiske stater og Den russiske føderasjon men ekskludert andre nye, uavhengige stater i Europa).

### 1.3.4 Turisme

Det er økende bekymring omkring miljøkonsekvensene av turisme, en raskt voksende sektor i hele Europa. Det foreligger begrensede data om Europa isolert sett, men Verdens reiselivsorganisasjon (WTO) registrerer mer enn 600 millioner ferie- og forretningsreiser over landegrensene årlig på verdensbasis (med minst én overnatting). I tillegg kommer anslagsvis minst 2 milliarder innenriksreiser årlig. Rundt halvparten av disse skjer i Europa, de fleste til områdene rundt Middelhavet og Alpene.

**Figur 1.5 Internasjonale turistankomster etter land, 1996**

andre  
Frankrike  
Spania  
Italia  
Storbritannia  
Ungarn  
Polen  
Østerrike  
Den tsjekkiske republikk  
Tyskland  
Den russiske føderasjon  
Sveits  
Portugal  
Hellas  
Tyrkia

**Kilde:** Verdens reiselivsorganisasjon (WTO)

Veksten i antall internasjonale turistankomster til Europa fortsetter, med en årlig vekst på nærmere 3 % i perioden 1992-96 sammenlignet med *Dobris*-rapportens prognose på 3-5 % (figur 1.4). Det foreligger ingen internasjonalt sammenlignbare data om innenlands turisme. Veksten i internasjonal turisme er sterkest i landene i det østlige Middelhav, Sentral-Europa, områdene rundt Svartehavet og enkelte byer forskjellige steder i Europa (figur 1.5). Antall registrerte overnattinger økte mellom 1990 og 1994 med mer enn 10 % på Kypros, i Frankrike, Hellas, Irland, Italia, Norge, Den slovakiske republikk, Slovenia og Spania, men sank med mer enn 10 % i Bulgaria, Kroatia, Tyskland, Ungarn og Romania (WTO 1996).

Vekst, spesielt i Sentral- og Sør-Europa, påvirkes av stadig større turisttilstrømning og fallende priser på turisttjenester, delvis som følge av konkurranse fra utviklingsland (Eurostat/CEC, DG XXIII 1995). Det kommer stadig flere besøkende fra andre kontinenter, selv om dette fortsatt bare utgjør ca. 12 % av alle internasjonale ankomster. Europeisk integrasjon, endrede samfunnsøkonomiske forhold og bedre transport og turistinfrastruktur bidrar også til veksten i internasjonal turisme. Lufttransportens andel fortsetter å øke (se punkt 4.7), og tettheten i lufttrafikken er i ferd med å bli en alvorlig flaskehals (WTO 1994).

Belastningene på miljøet fra turisme øker ikke nødvendigvis proporsjonalt med antallet internasjonale turister, men det er observert en rekke forbindelser (WTO 1994, Lanquar 1995, WTO 1996):

- EUs og landenes nasjonale miljøpolitikk tar sikte på å redusere miljøkonsekvensene av turisme, f.eks. ved å unngå bruk av økologisk sårbare områder, og turistnæringen er blitt stadig mer miljøbevisst. Lignende utviklingstrekk sees i Øst-Europa.
- Antall internasjonale turister er ikke noe særlig godt mål på innenlands turisme og rekreasjon ettersom disse elementene kanskje har andre vekstrater.

- Utendørsaktiviteter og naturorienterte aktiviteter blir stadig mer populære og berører stadig større områder.

## 1.4. Forbruk

Forbruk er en viktig drivkraft som øver press på miljøet, direkte ved at produkter brukes, indirekte ved at de produseres, transporteres og deponeres. Miljøbelastningen avhenger av befolkningsstørrelse og forbruksmønster for varer og tjenester. Det meste av forbruket i Europa er av varer produsert i Europa, så trenden i sluttforbruket gir en tilnærmet indikasjon på endringer i miljøbelastningen i Europa. Det er ikke tatt hensyn til ytterligere miljøkonsekvenser av produksjon og transport utenfor Europa i forbindelse med varer som importeres i denne rapporten.

### 1.4.1. Forbruk av varer og tjenester

Mellom 1990 og 1994 var gjennomsnittlig økning i årlig totalforbruk per husstand i EU ca. 1,1 % (i faste priser). I betraktning av befolkningsøkningen (gjennomsnittlig 1,6 % per år) sank forbruket per innbygger med gjennomsnittlig 0,5 % per år (figur 1.6). I Sentral- og Øst-Europa og Europas nye, uavhengige stater har forbruket på nytt begynt å øke, og visse deler av befolkningen har fått større kjøpekraft. I 1995 økte privatforbruket i Polen og Russland med 6 % i forhold til 1994. Til sammenligning økte det bare 0,2 % i Tyskland (The Economist 1997).

Miljøbelastningen påvirkes i høy grad av hvordan folk velger å bruke sin inntekt. Først og fremst er det viktig hva slags produkter de velger å kjøpe: lufttransport, kjøtt, ressursintensive forbruksvarer eller jernbanetransport, grønnsaker, opera. Dernest kan forskjellige produkter av samme type gi ulik grad av miljøbelastning.

Innenfor EU har økningen i det private forbruk vært lavere enn befolkningsveksten, så forbruket per innbygger er synkende. Straks de grunnleggende behov for mat, helse, klær og bolig er tilfredsstillt, fører en inntektsøkning til at forholdsvis mer brukes på varige forbruksvarer, reiser og turisme. De økonomiske forbruksmønstrene

**Figur 1.6 Privatforbruk per innbygger i EU, 1980-94**

ECU/innbygger

Kilde: Eurostat

#### Boks 1.5: Forbruksmønstre i Nederland

En undersøkelse i Nederland (Slob m.fl. 1996) viste at direkte og indirekte energi- og vannetterspørsel, kjøttforbruk og avfallsproduksjon tredoblet i perioden 1950-95. Dette var i tråd med økningen i totalforbruket. Undersøkelsen konkluderte med at ytterligere ekstrainntekter i Nederland, hvor inntekt per innbygger allerede var høy, stort sett ville bli brukt på samme måte som tidligere (folk ville kjøpe mer av det samme). Trender viser at (Slob m.fl. 1996, Central Planning Bureau 1996):

- med høyere inntekt øker andelen luksusvarer som kjøtt,
- boligene blir større og mer luksuriøse,
- boligene isoleres bedre, og folk bekymrer seg mer over inneklimaet,
- selv om metningspunktet nesten er nådd når det gjelder utbredelse av privatbiler, fortsetter etterspørselen etter persontransport (i yrkessammenheng og på fritiden) å øke,
- bruken av jernbanetransport har økt betydelig i enkelte byområder. Etterspørselen etter lufttransport (hovedsakelig turistrelatert) har økt eksplosivt,

utbredelsen av elektriske husholdningsapparater øker fortsatt. Folk bytter ut utstyret for å få bedre kvalitet, ikke fordi det er utslitt.

endrer seg også som følge av relative endringer i prisen på varer og tjenester. I mange land er bolig og helsetjenester blitt dyrere mens klær og mat er blitt billigere. Erfaring høstet fra Nederland (boks 1.5) illustrerer de viktigste endringene i forbruksmønsteret som nå finner sted i mange vesteuropeiske land.

Generelt sett kan det forventes at forbruksmønsteret i Øst-Europa vil følge samme utvikling som i vest. Mer avansert teknologi blir tilgjengelig, og det blir mulig å kjøpe mer miljøvennlige produkter. Det er imidlertid visse flaskehalsar:

- gamle og lite energieffektive husholdningsapparater er fortsatt i bruk,
- mange steder i Øst-Europa er oppvarmingssystemene lite effektive. Forbedringer på dette området ville antakelig kreve bygging eller ombygging av millioner av boliger. I boks 1.6 beskrives forskjellige metoder myndighetene kan bruke for å påvirke forbruksmønsteret slik at miljøbelastningen skal bli mindre.

#### 1.4.2. Befolkningsutvikling

Nyere undersøkelser antyder en høyere befolkningsvekst i Vest-Europa enn hva som var forventet da *Dobris*-rapporten ble skrevet. I Øst-Europa er veksten lavere enn forventet.

I 1995 hadde Europa en befolkning på 806 millioner (figur 1.7). Mellom 1992 og 1995 var befolkningsveksten i Vest-Europa 0,34 % årlig, mens Sentral- og Øst-Europa og Europas nye, uavhengige stater samtidig hadde en gjennomsnittlig nedgang på 0,11 %. Prognosen er at befolkningsveksten i Europa vil fortsette, og at det kanskje til og med vil skje en betydelig økning. Global Environment Outlook forventer at Europa i år 2015 vil ha en befolkning på 862 millioner (UNEP 1997).

Antallet husstander i Europa økte fra 267 millioner i 1992 til 274 millioner i 1995. I Vest-Europa går utviklingen i retning av mindre husstander, fra 3,5 personer i 1950 til 2,6 i 1990

#### Boks 1.6: Hvordan påvirkes forbruksmønsteret?

Miljøprogrammet for Europa (EPE) fra 1995 fastslo at en reduksjon av forbruket i husholdningene ville kreve myndighetenes støtte til miljømerking og innføring av avgifter.

Miljømerking er et relativt nytt og vellykket eksempel. I enkelte land har det ført til at økologiske landbruksprodukter har fått betydelig økt markedsandel. Offentlig støtte til slike tiltak kan styrkes ved at tage i bruk «livssyklus»-tenking eller «vugge til grav»-tenking – en forholdsvis objektiv metode for å sammenligne miljøbelastninger forårsaket av forskjellige produkter gjennom hele deres levetid.

I Europa er det allerede én regional og seks nasjonale ordninger for miljømerking. Bortsett fra ordningen i Kroatia er alle sammen utviklet av EU-land og kjøres parallelt med EUs egen miljømerkingsordning som ble etablert i 1992. I tillegg er det i enkelte land på initiativ fra den private sektor innført miljømerking, hovedsakelig som en måte å markedsføre visse produkter.

Mangfoldet av slike ordninger skaper forvirring blant forbrukerne. Derfor arbeider Det internasjonale standardiseringsforbundet (ISO) med å utvikle standarder for å harmonisere prinsipper og framgangsmåter for miljømerking. Noe av dagens forvirring ville forsvinne hvis EUs miljømerkingsordning gradvis erstattet nasjonale ordninger. Men etter at EUs miljømerking har eksistert i fem år, er det bare 160 varemerker innenfor tolv produktgrupper som har fått EUs miljømerke. Det er også svært liten kunnskap blant forbrukerne om EUs miljømerke. For eksempel var det i 1996 bare 9 % av alle voksne briter som kjente til det.

Miljøavgifter brukes imidlertid stadig mer, og bruken er blitt mer effektiv (EEA 1996), men i mange tilfeller er avgiftene innført mer for å øke skatteinngangen enn for å endre folks atferd (OECD 1997b). Fokus settes imidlertid stadig mer på skattelette på arbeid og skatteøkning på energi- og materialforbruk («grønn» skatterreform») samt på beslektede fenomener som miljøskadelige subsidier.

Slike virkemidler vil neppe være tilstrekkelige i seg selv, i hvert fall ikke på kort eller mellomlang sikt, til å kunne frambringe bærekraftige produksjons- og forbruksmønstre. Framgangen innenfor miljømerking vil sannsynligvis drøye, da det sjelden er mulig utvetydig å bevise at et produkt forårsaker færre miljøproblemer enn et annet, ettersom det ikke er oppnådd enighet om målbare og sammenlignbare miljømålsetninger. I en globalisert verden blir det stadig vanskeligere ensidig å gjennomføre tiltak som vil kunne medføre virkninger på markedet. Per i dag har man knapt noe eksempel på multilateral innføring av direkte økonomiske virkemidler med miljømessige målsetninger.



og i Øst-Europa fra 3,7 til 2,9 personer. I utviklingslandene derimot ligger husstandenes størrelse relativt fast, på rundt 5 personer (IIASA 1995). I Europa er det sannsynlig at størrelsen på husstandene fortsatt vil gå ned som følge av at befolkningen eldes, skilsmissehyppigheten er høy og at de unge flytter hjemmefra.

Denne utviklingen, som i en viss utstrekning finner sted i de fleste land, har stor betydning for miljøet og forbruksmønsteret. Mindre husholdninger medfører vanligvis større miljøbelastning ettersom det betyr flere bygninger som skal varmes opp og flere husholdningsapparater som er i bruk. Lys og elektrisk utstyr i Nord-Europa står for ca. 20 % av husholdningenes energiforbruk, romoppvarming for ca. 50 %. Boliger og varige forbruksvarer som biler og kjøleskap deles av færre personer, og følgelig er det behov for flere av dem. Dette gir større belastning både på fornybare og ikke-fornybare ressurser.

Denne utviklingen understreker behovet for å bruke husstander som enhet i analysen av miljøproblemer, framfor å bruke en individuell tilnæringsmåte. I en undersøkelse over industrialiserte land, basert på individer, ble f.eks. en tredel av årsveksten i energiforbruket mellom 1970 og 1990 tilskrevet befolkningsøkningen. En analyse som tok utgangspunkt i husstanden, kom derimot til at tre firedeler av økningen skyldtes økningen i antallet husstander. Dersom prognosene for CO<sub>2</sub>-utslipp for det neste hundreår baseres på husstandene, blir de mye høyere (2-3 ganger høyere), og følgelig blir målsetningene mye vanskeligere å nå enn om man bruker en individbasert analyse (IIASA 1995).

#### *Regionale forskjeller*

Befolkningsveksten i Europa er ujevn. I enkelte sentral- og østeuropeiske land og i Europas nye, uavhengige stater gikk folketallet ned mellom 1990 og 1995. I EU-landene har utviklingen siden tidlig på 1960-tallet vært som følger (CEC, Regional Policies 1994):

- I mange regioner har folk flyttet fra landsbygda til bystrøk, særlig i Sør-Europa (se kapittel 12, punkt 12.4). Dette skyldes økt arbeidseffektivitet i landbruket samt overgangen til tjenesteøkonomi. I den senere tid har avfolkningen av landsbygda avtatt, med unntak av visse fjerntliggende land- og fjellområder som i de østre Länder i Tyskland samt i Portugal og deler av Spania.
- Mange har flyttet fra bykjernen til forstedene, særlig i større bykonsentrasjoner i Frankrike, Portugal, Spania, Belgia og Hellas (se punkt 12.4). I Nord-Europa virker det som om denne prosessen er begynt å avta.
- Befolkningstettheten i kystdistriktene har økt, særlig i Sør-Europa. I Nord-Europa har disse områdene vært tett befolket i lang tid.
- Befolkningstettheten har økt i korridorene mellom de større byene. Dette er et gammelt fenomen i Tyskland, Frankrike og Italia, men et relativt nytt trekk ved utviklingen i Spania og Portugal. Denne utviklingen ventes å sette inn langs nye korridorer som blir viktige i europeisk sammenheng.
- Befolkningstettheten øker i områder med attraktiv natur.

Disse prosessene forventes å fortsette. Mange steder bør det imidlertid være mulig å snu tendensen til befolkningsnedgang på landsbygda ved hjelp av passende tiltak, og flere slike ble foreslått av EUs ministre for arealplanlegging på deres møte i Noordwijk i juni 1997. Etter hvert som reformer blir gjennomført innen landbruket i Øst-Europa, vil virkningen for befolkningen på landsbygda sannsynligvis bli like dramatisk som den har vært i Vest-Europa.

**Figur 1.7 Befolkningsutvikling i Europa, 1950-95**

|                                |
|--------------------------------|
| millioner mennesker            |
| Europas nye, uavhengige stater |
| Sentral- og Øst-Europa         |
| Vest-Europa                    |

Kilde: FN

---

**Kart 1.1 Befolkningstetthet, 1992**

---

|  |
|--|
| Befolkningstetthet<br>over 500 innbyggere per km <sup>2</sup><br>ingen opplysninger<br>under 5 |
|--|

**Kilde:** WHO

Kart 1.1 (befolkningstetthet) og kart 1.2 (BNP per km<sup>2</sup>) gir til sammen et tilnærmet riktig bilde av den geografiske fordelingen av miljøbelastningen, ut fra den forutsetning at samlet miljøbelastning er en funksjon av befolkningen (kart 1.1) og den økonomiske virksomhet befolkningen utøver (generalisert på kart 1.2). Hvilken type virksomhet dette er, er også av betydning, men det er ikke tatt med her.

Begge kartene viser klart at det i de sentrale strøk av Europa strekker seg et belte av land fra Storbritannia og ned mot Italia hvor miljøbelastningen fra samlede menneskelige aktiviteter er spesielt stor.

**Referanser**

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

Anon. (1997). The World Bank Streamlines its Strategy for Transition Countries. Intervju med Visepresident Johannes F. Linn. I *Transition* newsletter, vol. 8, nr. 1, s. 1-3.

Buchan, D. (1996). *The Single Market and Tomorrow's Europe*. En framdriftsrapport fra Europakommisjonen. Presentert av Mario Monti. Kontoret for De europeiske fellesskaps offisielle publikasjoner.

---

**Kart 1.2 BNP per km<sup>2</sup>, 1996**

---

|  |
|--|
| Bruttonasjonalprodukt<br>1:30000000<br>Bruttonasjonalprodukt i USD 1000 per km <sup>2</sup><br>over 500<br>under 200<br>data ikke tilgjengelig |
|--|

**Kilder:** FN, OECD, EBRD

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

CEC, Regional Policies (1994). *Europe 2000+. Cooperation for European territorial development.* Kommisjonen for De europeiske fellesskap, Luxembourg.

CEC (1997). DG III/Eurostat, *Panorama of EU Industry 1997.* Kommisjonen for Det europeiske fellesskap, Luxembourg.

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

EBRD (1996). *Transition Report 1996.* London, Storbritannia.

EBRD (1997). *Transition Report Update 1997.* London, Storbritannia.

Ecotec, BIPE & IFO (1997). *An Estimate of Eco-Industries in the European Union 1994. Summary Report.* Utarbeidet for DGXI og Eurostat. Europakommisjonens arbeidsdokument nr. 2/1997/B/1.

EEA (1995). *Environment in the European Union 1995. Review for the Fifth Environmental Action Programme*. Det europeiske miljøbyrået, København, Danmark.

EEA, Det europeiske miljøbyrået (1996). *Environmental Taxes Implementation and Environmental Effectiveness*. 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/CEC DG XXIII (1995). *Tourism in Europe*. Kommisjonen for Det europeiske fellesskap, Luxembourg.

Gielen, D.J & A.W.N. van Dril (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. In *Popnet*, nr. 27, IIASA, Østerrike.

Klavens, J. & A. Zamparutti (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.

Møte mellom EUs arealplanleggingsministre i Noordwijk, 9. og 10. juni 1997. *European Spatial Development Perspective. First Official Project*. Dutch Ministry of VROM, Haag, Nederland.

Nichols, Ana (1997). *Subsidised subsistence*. Business Central Europe 1997(2): s. 29-30.

OECD (1996). *OECD Economic Outlook*. Paris, Frankrike.

OECD (1997a). *Economic globalisation and the environment*. Paris, Frankrike.

OECD (1997b). *Evaluating Economic Instruments for Environmental Policy*. Paris, Frankrike.

OECD (kommer). *Building Capacity in the Environmental Goods and Services Industry in Central and Eastern European Countries, An Agenda for Action*. Paris, Frankrike.

Oosterhuis, F. & O. Kuik (1997). *Environmental impacts of trade liberalisation between the EU and the new market economies in Europe*. Utredning på oppdrag fra Det europeiske miljøbyrået. IVM, Amsterdam, Nederland.

Slob, A.F.L. m.fl. (1996). *Trendanalyse Consumptie en Milieu [Trend-Analysis Consumption and Environment]*. En undersøkelse for Nederlands ministerium for arealplanlegging, boliger og miljø

The Economist (1997). *Europe in Figures*. Profile Books Ltd.

UNECE (1996). *Economic Bulletin for Europe*, vol. 48 (1996). Sekretariatet for FNs økonomiske kommisjon for Europa, Genève, Sveits.

UNEP (1997). *Global Environment Outlook*. Oxford University Press.

USAID m.fl. (kommer). *ENI Region State of the Environment Report*.

Verdensbanken (april 1994). *Environmental Action Programme for Central and Eastern Europe*. Forkortet versjon av dokumentet som ble vedtatt av ministerkonferansen «Miljø for Europa». Luzern, Sveits.

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

WTO (1994). *Global Tourism Forecasts to the Year 2000 and beyond*. vol. 5: Europe. Verdens reiselivsorganisasjon, Madrid, Spania.

WTO (1996). *Compendium of tourism statistics 1990-1994*. Verdens reiselivsorganisasjon, Madrid, Spania.

## 2. Klimaendringer

### Hovedkonklusjoner

Europas årlige middeltemperatur har økt med 0,3 - 0,6 °C siden 1900. Klimamodeller antyder ytterligere økninger innen år 2100 i forhold til 1990-nivå med ca. 2 °C. Økningene vil være større i de nordlige delene av Europa enn i de sørlige. Mulige konsekvenser inkluderer høyere havnivå, hyppigere og kraftigere stormer, oversvømmelser og tørke samt endringer i biota og matproduksjon. Hvor alvorlige disse konsekvensene vil bli, er delvis avhengig av i hvilken grad tiltak blir gjennomført i de kommende år og tiår.

For å sikre at ytterligere temperaturøkninger ikke blir på mer enn 0,1 °C per tiår, og at havnivået ikke stiger mer enn 2 cm per tiår (foreløpige, antatte grenser for bærekraftighet), må industrilandene innen 2010 redusere sine utslipp av klimagasser (karbondioksid, metan, nitrogenoksid og ulike halogenerede forbindelser) med minst 30-55 % i forhold til 1990-nivå.

Dette målet er langt mer ambisiøst enn det industrilandene forpliktet seg til på den 3. konferansen om FNs rammekonvensjon om klimaendringer (UNFCCC) i Kyoto i desember 1997, hvor man ble enige om å redusere utslippene av klimagasser i de fleste europeiske land til 8 % under 1990-nivå innen 2010. Enkelte land i Sentral- og Øst-Europa forpliktet seg til å redusere utslippene av klimagasser med mellom 5 og 8 % i 2010 i forhold til 1990-nivå, mens Den russiske føderasjon og Ukraina forpliktet seg til å stabilisere utslippene på 1990-nivå.

Det er usikkert om EU vil klare å nå det opprinnelige UNFCCC-målet fra 1992 om å stabilisere utslippene av karbondioksid (som er den viktigste av klimagassene) i år 2000 på 1990-nivå, ettersom utslippene i år 2000 forventes å ligge opp mot 5 % over 1990-nivå. I motsetning til Kyoto-målet om en reduksjon i utslippene av klimagasser på 8 % i 2010 (for en «kurv» bestående av seks gasser, inkludert karbondioksid), medfører Europakommisjonens siste «business as usual» -scenario (før Kyoto) en 8 % økning i karbondioksidutslippene fra 1990 til 2010, med den største økningen (39 %) i transportsektoren.

Forslaget om et av de viktigste tiltakene på fellesskapsnivå, en energi/karbonavgift, er ennå ikke vedtatt, men enkelte vesteuropeiske land har allerede innført slike avgifter (Østerrike, Danmark, Finland, Nederland, Norge og Sverige). I tillegg er det muligheter for andre typer tiltak for å redusere CO<sub>2</sub>-utslippene, og noen av dem innføres for tiden i en rekke europeiske land og EU. Disse innbefatter programmer for energieffektivisering, kombinerte varme- og kraftinstallasjoner, overgang fra kull til naturgass og/eller ved som brensel, tiltak med sikte på en endring av fordelingen innenfor transportsektoren og tiltak med sikte på karbonabsorpsjon (økning av karbonopptak) ved hjelp av skogplanting.

Energiforbruket, som domineres av fossilt brensel, står for den største delen av karbondioksidutslippene. I Vest-Europa gikk utslippet av karbondioksid fra fossilt brensel ned med 3 % mellom 1990 og 1995 pga. økonomiske nedgangstider, omstrukturering av industrien i Tyskland og overgangen fra kull til naturgass for produksjon av elektrisitet. Energifrisene i Vest-Europa har det siste tiåret vært stabile og relativt lave sammenlignet med historiske priser, noe som bare i liten grad har stimulert til energieffektivisering. Energiintensiteten (sluttforbruk av energi per BNP-enhet) har gått ned med bare 1 % årlig siden 1980.

Det var en markert endring i forbruksmønsteret for energi mellom 1980 og 1995. Energiforbruket i transportsektoren økte med 44 %, industriens forbruk gikk ned med 8 % og bruken av annet brensel økte med 7 %, noe som hovedsakelig skyldes veksten i veitransporten og et skifte bort fra energiintensiv tungindustri. Det totale energiforbruket økte med 10 % mellom 1985 og 1995.

Kjernekraftens bidrag til den totale energiforsyningen økte fra 5 til 15 % i Vest-Europa mellom 1980 og 1994. I Sverige og Frankrike dekket kjernekraften ca. 40 % av det totale energibehovet.

I Øst-Europa falt utslippene av karbondioksid fra fossilt brensel med 19 % mellom 1990 og 1995, hovedsakelig som et resultat av økonomisk omstrukturering. Energiforbruket i transportsektoren falt i løpet av denne perioden med 3 % i Sentral- og Øst-Europa og med 48 % i de nye, uavhengige statene i Europa, og innen industrien med henholdsvis 28 % og 38 %. Energiintensiteten i Sentral- og Øst-Europa er omkring tre ganger høyere enn i Vest-Europa, og i de nye, uavhengige statene i Europa sannsynligvis fem ganger høyere. Her er det altså et betydelig potensial for energisparing. Etter «business as usual»-scenariet forventes energiforbruket i 2010 i Europas nye, uavhengige stater å bli 11 % lavere enn i 1990 og i Sentral- og Øst-Europa 4 % høyere enn i 1990.

Mellom 1980 og 1994 økte kjernekraftens bidrag til den samlede energiforsyningen fra 2 til 6 % i Europas nye, uavhengige stater og fra 1 til 5 % i Sentral- og Øst-Europa. I Bulgaria, Litauen og Slovenia dekker kjernekraften rundt en firedel av det totale energibehovet.

Metanutslippene i Sentral- og Øst-Europa og i de nye, uavhengige statene i Europa ble redusert med 40 % mellom 1980 og 1995. Imidlertid er det fremdeles betydelig rom for ytterligere reduksjoner i hele Europa, særlig fra gassledninger og kullgruver. Utslippene av nitrogenoksid fra industrien og bruken av kunstgjødsel gir også rom for ytterligere reduksjoner i hele Europa. Utslippene av KFK-gasser har falt raskt fra toppnivået i takt med at produksjonen og bruken fases ut. Imidlertid øker bruken og utslippene av erstatningene for disse, nemlig HKFK-gassene (som også er klimagasser), og dette gjelder også klimagasser som relativt nylig er identifisert, som SF<sub>6</sub> og HFK og PFK, som inngår i «kurven» av gasser som klimakonferansen i Kyoto satte opp mål om utslippsreduksjoner for.

## 2.1 Innledning

Klimaendringer er generelt ansett som en alvorlig potensiell trussel for miljøet på jorden. Problemet blir nå tatt opp i FNs rammekonvensjon om klimaendringer (UNFCCC), sist på den 3. konferansen i Kyoto i desember 1997. EU har blinket ut klimaendringer som et av nøkkelområdene for EUs femte handlingsprogram for miljø.

Klimaet er sterkt påvirket av endringer i konsentrasjonene av en rekke gasser i atmosfæren som absorberer eller stenger for infrarød stråling fra jordens overflate («drivhuseffekten»). Vanddamp og karbondioksid (CO<sub>2</sub>) i atmosfæren skaper en naturlig drivhuseffekt, og uten den ville jordens overflate vært omkring 33 °C kaldere enn den er nå (IPCC 1990). Andre viktige klimagasser er metan (CH<sub>4</sub>), eller dinitrogenoksid (N<sub>2</sub>O), og halogenerte forbindelser som klorfluorkarboner (KFK-gasser) og perfluorkarboner (PFK-gasser).

I løpet av de siste hundre år har imidlertid menneskelige aktiviteter ført til en økning i konsentrasjonene av klimagasser og andre forurensende stoffer i atmosfæren. I samme periode har man observert en historisk sett betydelig økning i den globale middeltemperaturen. Selv om det er vanskelig å si hvor mye av denne oppvarmingen som kan tilskrives klimagassene, er det mye som tyder på at menneskelige aktiviteter er med og øker drivhuseffekten eller oppvarmingen av jorden (IPCC 1996a).

Bruken av fossilt brensel er den dominerende drivkraften bak økningen i drivhuseffekten. Andre aktiviteter som også bidrar, er landbruk og endringer i arealbruk inkludert avskoging, enkelte industriprosesser som sementproduksjon, avfallsfyllinger, gasser som kjølemedium, produksjon av skumplast og løsemidler.

Det forventes at klimatiske endringer forårsaket av drivhuseffekten vil få omfattende følger, blant annet:

- høyere havnivå og oversvømmelse av lavtliggende områder,
- smelting av isbreer og havis,

- endret nedbørsmønster med økt fare for oversvømmelse og tørke,



- endret hyppighet når det gjelder forekomsten av ekstreme klimatiske tilstander, særlig ekstremt høye temperaturer.

Konsekvensene av endringer i klimaet vil i neste omgang påvirke økosystemene, helse, viktige økonomiske sektorer som landbruket, og vannressursene.

Det er usikkert hvor alvorlige konsekvensene eventuelt vil bli, men i den senere tid har internasjonal forskning fått betydelig bedre forståelse av sammenhengen mellom f.eks. utslipp av klimagasser, atmosfæriske konsentrasjoner, temperatur og de økonomiske kostnader av klimaendringer. FNs klimapanel (IPCC) har vurdert konsekvensene av økte konsentrasjoner av klimagasser ut fra en rekke ulike scenarier for perioden fram til år 2100. De ulike hendelsesforløpene varierer fra «business as usual» til scenarier som forutsetter lav vekst og særlig en gjennomgripende overgang til ikke-fossile energikilder og en betydelig økning i energieffektiviteten.

Resultatene som FNs klimapanel kom fram til (IPCC 1996a), varierer ganske mye, f.eks. at gjennomsnittstemperaturen globalt vil øke fra 1° C til 3,5 °C innen år 2100. Mange sider ved klimaendringene er fortsatt usikre, særlig på regionalt og lokalt plan. Europeisk forskning har bidratt til å redusere usikkerheten, men det er behov for ytterligere forskning, f.eks. for å forbedre regionale klimamodeller.

Selv om det er usikkert hvor store klimaendringer vi kan anse som bærekraftige, støtter de generelle konklusjonene det syn at det er tvingende nødvendig med politisk handling for å begrense utslippene av klimagasser og få kontroll over den globale oppvarmingen. Man erkjenner også hvor viktig det er å finne ut i hvilken grad de negative konsekvensene av klimaendringer kan minimaliseres gjennom tilpasning. Tidsaspektet ved politiske tiltak er også et sentralt spørsmål fordi det kan ta lang tid fra utslippene av klimagasser reduseres til konsentrasjonene i atmosfæren stabiliseres.

Dette kapittelet inneholder data og analyser av de viktigste indikatorene for klimaendring, av utslipp og konsentrasjoner av klimagasser, samt av energiforbruk som den sentrale drivkraften bak klimaendringene. Kapittelet avslutter med en oversikt over de ulike retningslinjer som er aktuelle for Europa.

## 2.2. Indikasjoner på og konsekvenser av klimaendringer

### *Temperatur*

Global gjennomsnittstemperatur i luften ved jordoverflaten har steget med mellom 0,3 °C og 0,6 °C siden siste del av det 19. århundre (IPCC 1996b). I 1997 (globalt det varmeste året som er målt) var global gjennomsnittstemperatur ved overflaten 0,43 °C over gjennomsnittet for perioden 1961-90. Figur 2.1 viser global gjennomsnittstemperatur ved overflaten siden 1900 sammenlignet med gjennomsnittet for perioden 1961-90.

Den generelle temperaturutviklingen i Europa (figur 2.2) ligner den globale utviklingen, med 1990-årene som varmeste periode. Variasjonene i Europa fra år til år er større enn for verden som helhet fordi gjennomsnittene for tidsserien er beregnet over et mindre område.

Selv om IPCC har anslått at den globale gjennomsnittstemperaturen vil ligge 2 °C høyere i år 2100 enn i 1990 (usikkerheten i prognosen går fra en økning på 1 °C til 3,5 °C), kan variasjonene regionalt være større. Klimamodeller for Europa antyder at gjennomsnittlig økning i temperaturen vil bli lik beregnet global økning, med større oppvarming på nordlige breddegrader enn på sørlige.

### *Havnivå*

Global oppvarming medfører at vannet i verdenshavene blir varmere og derfor utvider seg, og at breer og havis smelter. Klimaendringer kan derfor påvirke havnivået, som nå er stigende. Havnivået har steget med 10-25 cm de siste 100 år, der variasjonen gjenspeiler ulikheter mellom havene i forskjellige deler av verden. Stigningsraten ser ikke ut til å endre seg. Vi vet ikke når den nåværende stigningen

begynte, men havnivået stiger i alle fall betydelig raskere nå enn det har gjort de siste 2-3000 år (IPCC 1996b).

Simuleringer med IPCC-modellen tyder på at havnivået i år 2100 kan ligge 50 cm (usikkerhet anslått til 15-95 cm) over dagens nivå (IPCC 1996b). Det er fortsatt stor usikkerhet knyttet til disse prognosene, særlig til hvordan isdekket i polarområdene vil oppføre seg og bidra til stigningen (IPCC 1996b).

Høyere havnivå har en rekke konsekvenser, inkludert:

- oversvømmelse av våtmarker og lavland,
- økt saltinnhold i brakkvannet i elvemunninger,
- saltvannsinntrengning i grunnvannet.

---

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

---

Årlig avvik fra gjennomsnittstemperaturen for perioden 1961-90

årlig

10-års middel

**Kilde:** WMO

---

**Figur 2.2 Europas gjennomsnittstemperatur, 1900-96**

---

Årlig avvik fra gjennomsnittstemperaturen for perioden 1961-90

årlig

10-års middel

**Kilde:** ECSN European Climate Support Network

## 41 Klimaendringer

De mest utsatte områdene vil være tidevannsdeltaer, kystsletter, sandstrender, barriereøyer, våtmarker ved kysten og elvemunninger. De områdene som er mest truet i Europa er kysten av Nederland, Tyskland, de baltiske statene, Ukraina, Russland og noen deltaer i Middelhavsområdet (IPCC 1997).

I Europa bodde i 1990 omkring 30 millioner mennesker under antatt nivå for tusenårsbølgen. Stiger gjennomsnittlig havnivå med én meter, øker anslaget til 40 millioner (IPCC 1997). Det forventes også at en slik stigning i havnivået vil redusere marskarealet i Europa med 45 % og havstrandarealet med 35 %. Andre belastninger på disse områdene forventes å øke den totale effekten, med potensielt alvorlige konsekvenser for det biologiske mangfold, særlig hva fuglebestandene angår (IPCC 1997).

I tillegg til høyere havnivå kan klimaendringer påvirke kystområdene på andre måter. I Nederland kan f.eks. en 10 % økning i stormintensitet (der det er maksimumsintensiteten som er av betydning), ledsaget av endringer i vindretningen, gjøre større skade enn en stigning i havnivået på 60 cm (Bijlsma m.fl. 1996, Peerbolte m.fl. 1991).

Mulige tiltak for å redusere skadevirkningene av høyere havnivå som også kan brukes i kombinasjon, er:

- styrt tilbaketrekning – forlate truede områder og slå seg ned lenger inn i landet,
- tilpasning – ta hensyn til trusselen men fortsette å bruke området,
- vern – forsvar av de truede områdene.

Kostnadene forbundet med tilpasning og vern mot en meters stigning i havnivået er beregnet til USD 12 300 millioner for Nederland, USD 1 400 millioner for Polen og USD 23 500 millioner for Tyskland (alle tall i 1990 USD) (Bijlsma m.fl. 1996).

Også i Storbritannia har man utført omfattende studier av konsekvenser og kostnader forbundet med ødeleggelse og tilpasning (UK CCIRG 1996). Omkring 40 % av Storbritannias fabrikkindustri ligger på eller ved kysten. I England og Wales er 31 % av kystlinjen utbygget, og 26 millioner mennesker bor i urbaniserte områder på kysten. Omkring 8 % av det beste jordbruksarealet («klasse 1-3») ligger mindre enn fem meter over havflaten og vil dermed være utsatt for oversvømmelse (Whittle 1990). Av dette arealet utgjør 198 000 ha omkring 57 % av det aller beste («klasse 1») jordbruksarealet i England og Wales.

Selv om dette arealet blir bedre beskyttet, kan det fortsatt oversvømmes under ekstreme forhold. Stigende grunnvannsnivå kan medføre dreneringsproblemer og mer salt i jordsmonnet, noe som kan begrense produktiviteten i landbruket. Lignende konsekvenser kan forventes andre steder.

Man har ikke ennå beregnet kostnaden for å beskytte hele Storbritannia, men for beskyttelse av ett område, East Anglia, mot en stigning på 80 cm (som for øvrig ville forårsake skader for USD 2 300 millioner) er beregnet til USD 800 millioner.

### *Nedbør*

Nedbørmengdene og nedbørmønstrene i Europa har endret seg i løpet av dette århundret. På grunn av stor naturlig variasjon er det imidlertid vanskelig å se klare tendenser. Nedbørmengden i den nordlige halvdel av Europa har generelt gått opp, mens den har minket i sør. Etter 1900 har nedbørmengden i det nordlige Skandinavia økt med omkring 5 % per hundreår, og økninger på omkring 2 % per hundreår er også registrert i andre deler av Nord-Europa (IPCC 1996b). I sørlige deler av Italia og Hellas er det registrert en nedgang på ca. 5 % per hundreår. En gjennomgang av registreringer i Skottland fra 1757 og 1992 viste en betydelig økning i årlig nedbørmengde, særlig siden slutten av 1970-tallet, men det er mindre nedbør om sommeren enn før (Smith 1995).

Alle modeller for klimaendringer tyder på at gjennomsnittlig global nedbørmengde vil øke, og at økningen i Europa blir mindre enn gjennomsnittlig global økning. Nedbøren har naturligvis stor direkte betydning for plantene, men det kan være jordfuktigheten som til sist er viktigst for tilvekst og

overlevelse. Global oppvarming påvirker fuktigheten i jordsmonnet ved å øke fordampningen og endre dreneringsevnen, og simuleringer av disse prosessene tyder på at jordfuktigheten i Europa kan gå ned.

#### *Hydrologi og vannressurser*

Breene i Alpene har gått tilbake siden midten av det 19. århundre (Haeberli og Hoelzle 1995), og dette har særlig påvirket sesongvariasjonene i vannføringen. Men i løpet av samme periode er det hydrologiske kretsløpet blitt stadig mer påvirket av mennesket, og dette maskerer i en viss grad effekten av klimaendringene. I de siste tiårene har vannføringen økt i elvene i Nord-Europa (McMichael m.fl. 1996), og gjenspeiler således den registrerte økningen i nedbørmengden (Dai m.fl. 1997).

Klimaendringene vil etter alt å dømme øke belastningene på vannressursene i områder av Europa som alt har en meget følsom hydrologi: nemlig middelhavsområdet, Alpene, nordlige deler av Skandinavia, kystsonene og Sentral- og Øst-Europa (IPCC 1997).

Global oppvarming kan føre til at isbreene i de europeiske Alper taper 95 % av sitt volum i løpet av de kommende 100 år (Haeberli og Hoelzele 1995). I tillegg vil snøgrensen stige 150 meter for hver 1 °C stigning i den lokale temperaturen. Disse endringene vil påvirke avrenningen og vannføringen i elvene både når det gjelder tidspunkt og volum. Det er vanskelig å få et helhetlig bilde av mulige konsekvenser for hydrologien. De kan innbefatte en mulig økning i oversvømmelsenes hyppighet og omfang, redusert vannkvalitet ved saltvannsinntrengning i grunnvannet langs kysten samt redusert strømningshastighet i elvene. Vannkvaliteten vil bli sterkest påvirket i områder hvor saltholdigheten alt er et problem på grunn av overbeskatning av ferskvannsårene (IPCC 1997).

#### *Økosystemer, jordbruk og skogbruk*

Det er vanskelig å forutsi hvordan økosystemer generelt vil reagere på endringer i temperatur, nedbør og jordfuktighet, karbondioksid i atmosfæren og andre faktorer som endrer seg med klimaet, og konsekvensene av klimaendringer for den naturlige flora og fauna og for jordbruk og skogbruk i Europa vil bli komplekse. Vi har ingen klare, historiske registreringer som kan hjelpe oss å knytte tidligere endringer til klimaendringer, og enhver prognose vil derfor være beheftet med en stor grad av usikkerhet.

Den viktigste konsekvensen for den enkelte dyreart vil bli endringene i dens geografiske utbredelse (Huntley 1991). En økning på 1 °C i årlig gjennomsnittstemperatur tilsvarer en forflytning nordover på 200-300 km eller oppover med 150-200 m.

Med en temperaturstigning i Europa på 2 °C over 50 år vil klimasonene bevege seg nordover fortere enn mange plantearter klarer å følge med. Og i fjellområdene vil plantene tvinges oppover, hvor det kanskje ikke vil være plass nok til dem. I store deler av Europa er plantenes muligheter til å vandre sterkt begrenset av den intensive arealutnyttelsen.

Klimaendringer kan få en rekke konsekvenser for jordbruk og skogbruk, med innvirkning på avlingstyper, vekstsesong og produktivitet. Større klimavariasjoner kan bli en trussel for de avlingene som er følsomme overfor sen frost om våren. Noen analyser viser at global oppvarming kan føre til større avlinger i store deler av Europa (Peris m.fl. 1996). Imidlertid kan det også bli en økning i enkelte skadedyr og sykdommer (UK CCIRG 1991).

De potensielt skadelige konsekvensene av klimaendringer kan avdempes ved ulike former for tilpasning (IPCC 1997). Den naturlige flora og fauna ville kunne bli mindre sårbar om man reduserte andre belastninger på dem eller lot dem vandre. Jordbruket kan tilpasses ved å endre såtidene og bruke andre arter med lengre modningstid. Man kunne også benytte avlinger fra varmere klimasoner. Skogbruket kan ha muligheter for forbedret forvaltning av brann, skadedyr og sykdommer, og skogplanting.

## **2.2 Bidrag til global oppvarming og konsentrasjoner av klimagasser**

Hvor mye de ulike klimagassene bidrar til global oppvarming, og således påvirker havnivå, nedbør og økosystemer, avhenger av deres konsentrasjon i atmosfæren, levetid i atmosfæren og deres evne til å fange opp varmestråler. For eksempel er det slik at selv om KFK-forbindelser bare finnes i atmosfæren i meget små konsentrasjoner, er de likevel viktige fordi de vanligvis har en oppholdstid i atmosfæren på

**Tabell 2.1 Klimagasser - kilder og bidrag til global oppvarming**

| Gass                     | Viktigste menneskeskapt kilder   | Bidrag (%) |
|--------------------------|--|------------|
| CO <sub>2</sub>          | Energibruk, snauhogst og endret arealbruk, sementproduksjon                                      | 65         |
| CH <sub>4</sub>          | Energiproduksjon og bruk, dyr, rismarker, avfall, fyllinger, brenning av biomasse, kloakk        | 20         |
| Halogenerte forbindelser | Industri, kuldemedier, aerosoler, produksjon av skumplast, løsemidler                            | 10         |
| N <sub>2</sub> O         | Gjødslet jord, landrydding, syreproduksjon, brenning av biomasse, forbrenning av fossilt brensel | 5          |

ca. 100 år, og hvert molekyl har en drivhuseffekt flere tusen ganger større enn karbondioksid. For å sammenligne effekten av de ulike gassene måler man gjerne deres globale oppvarmingspotensial (GWP) i forhold til CO<sub>2</sub>, der CO<sub>2</sub> har en verdi på 1. GWP-verdiene vil i høy grad være påvirket av hvilken tidshorisont som velges. Eksempler på GWP-verdier over en 100-årsperiode er 21 for CH<sub>4</sub>, 310 for N<sub>2</sub>O og flere tusen for en rekke halogenerte forbindelser (IPCC 1996b). Enheter for utslipp som tar hensyn til GWP-verdier, kalles «CO<sub>2</sub>-ekvivalenter».

De viktigste menneskeskapte klimagassene, deres respektive prosentbidrag til global oppvarming og deres viktigste kilder (nærmere beskrevet i punkt 2.4) er vist i tabell 2.1.

I tillegg til gassene som er nevnt i tabell 2.1 kan bakkenært ozon (O<sub>3</sub>) bidra til global oppvarming. I henhold til beregninger fra IPCC tilfører den ytterligere 16 % til den totale oppvarming forårsaket av de viktigste menneskeskapte klimagassene som er sluppet ut til nå.

Aerosoler består av små partikler eller dråper som enten er sluppet ut direkte (primære aerosoler), eller dannes i atmosfæren fra SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og ammoniakk (sekundære aerosoler). Disse kan ha en avkjølede effekt, enten direkte ved å spre sollyset, eller indirekte gjennom forandringer i skyenes egenskaper. Effektens omfang er usikker. I sine simuleringer forutsetter IPCC at aerosoler har motvirket omlag 50 % av den totale oppvarmingen forårsaket av de viktigste klimagassene til nå. Men i motsetning til de viktigste klimagassene har aerosoler kort levetid i atmosfæren slik at de ikke rekker å bli fordelt over hele planeten. De har derfor bare en regional og kortvarig effekt som i hovedsak registreres over områder som Europa, USA og Kina. Men utslippene av SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> i Europa, og følgelig produksjonen av sekundære aerosoler, går stadig ned (se kapittel 4, punkt 4.5), slik at kjøleeffekten av aerosoler sannsynligvis er mindre viktig i Europa enn i andre regioner som f.eks. Kina.

De store variasjonene i klimagassenes atmosfæriske oppholdstid betyr at tidshorisontene for deres bidrag til global oppvarming kan variere mellom 20 og flere tusen år. Det er en betydelig forsinkelse fra en utslippsreduksjon av en gass til konsentrasjonen i atmosfæren er stabil. Når klimaendringer først er kommet i gang vil det ta lang tid før eventuelle mottiltak viser resultater.

---

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

---

|   |
|---|
| Blå strek = Mauna Loa (Hawaii)<br>Rød strek = Schauinsland (Tyskland) |
|---|

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

---

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

---

Mauna Loa (Hawaii)  
Mace Head (Irland)

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

---

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

---

Point Matatula, Amerikansk Samoa  
Adrigole, Irland  
Mace Head, Irland

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



Atmosfæriske konsentrasjoner av CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O har økt betydelig siden førindustriell tid. Atmosfæriske konsentrasjoner av halogenerte forbindelser, som ikke forekommer naturlig, har økt raskt de siste tiår etter at disse stoffene ble mer og mer utbredt (se kapittel 3, figur 3.4). Konsentrasjonene av haloner, klorfluorkarboner (KFK), 1,1,1-trikloretan og karbontetraklorid går imidlertid ned.

Konsentrasjonen av karbondioksid gått opp med 30 % fra et førindustrielt nivå på ca. 280 ppmv til 358 ppmv i 1995 og øker nå med omkring 1,5 ppmv per år. Figur 2.3 viser månedlige gjennomsnittskonsentrasjoner registrert på fjellene Mauna Loa på Hawaii og Schauinsland i Tyskland. Registreringsstedet på Mauna Loa ligger langt fra bebyggelse og blir lite påvirket av lokale kilder, og gir derfor gode tall for globale gjennomsnittskonsentrasjoner. Sesongvariasjonene gjenspeiler plantenes karbonopptak i vekstsesongen.

Den globale gjennomsnittskonsentrasjonen av metan var i 1995 omkring 1720 ppmv, eller to og en halv gang høyere enn den førindustrielle konsentrasjonen på ca. 700 ppmv, og den øker nå med omkring 8 ppmv årlig. Figur 2.4 viser resultatene av målingene på Mauna Loa og på et registreringssted i Irland. Høyere konsentrasjoner i Irland gjenspeiler høyere regionale utslipp.

I 1995 ble den gjennomsnittlige atmosfæriske konsentrasjonen av dinitrogenoksid (lystgass) anslått til omkring 312 ppmv eller ca. 15 % høyere enn førindustrielt nivå. Økningen i konsentrasjonen er nå ca. 0,5 ppmv per år. Figur 2.5 viser resultater fra målinger fra Point Matatula på Amerikansk Samoa, og Irland.

#### *Beslektede stoffer og konsekvenser på andre måter*

Noen av klimagassene og andre stoffer som bidrar til drivhuseffekten kan ha andre miljøkonsekvenser enn global oppvarming. Mange av disse konsekvensene er beskrevet i andre kapitler og blir derfor ikke nærmere drøftet her. Problemene kan imidlertid være forbundet med hverandre og tiltak for å kontrollere ett av dem kan ha både nyttige og skadelige konsekvenser. F.eks. er det slik at når man

- reduserer KFK-utslippene for å bevare ozonlaget, reduserer man samtidig disse gassenes bidrag til global oppvarming (men ikke den indirekte nedkjølingen som nedbrytingen av ozonlaget fører med seg),
- reduserer metanutslippene for å redusere den globale oppvarmingen, reduseres også de generelle bakgrunnsnivåene for bakkenært ozon,

**Figur 2.6** Globalt utslipp av CO<sub>2</sub>

|                         |
|-------------------------|
| Oceania                 |
| Nord-Amerika            |
| Midtøsten               |
| Det fjerne Østen        |
| Planøkonomisk Asia      |
| Sentral- og Sør-Amerika |
| Afrika                  |
| Øst-Europa              |
| Vest-Europa             |

**Kilde:** Marland og Boden 1997

- reduserer utslippene av SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og ammoniakk, reduserer man også forsureningen. En sekundær effekt vil imidlertid være at dannelsen av sulfat og nitrat-aerosoler, som har en regional kjøleeffekt, også vil gå ned,
- reduserer utslipp av røyk (sot) fra fossile brensler, en substans som bidrar til drivhuseffekten, reduserer man både den globale oppvarming og luftforurensningen i byene.

#### 2.4. Trender i utslippene av klimagasser

##### *Karbondioksid*

Den viktigste menneskeskapte kilden til karbondioksid er brenning av fossile brensler for å produsere elektrisitet, direkte til oppvarming, i transport og industri. Arealbruksendringer og sementproduksjon er andre viktige kilder. Ulike systemer i naturen gir fra seg og absorberer store mengder CO<sub>2</sub> som en del av det naturlige karbonkretsløpet med fotosyntese og respirasjon. Disse prosessene er vanligvis i balanse og forårsaker derfor ingen netto utslipp. Menneskelig aktivitet kan imidlertid forstyrre disse systemene og medføre netto utslipp (f.eks. ved å ødelegge skogen) eller netto absorpsjon eller sluk (f.eks. ved å la ny skog vokse).

Globalt er de viktigste kildene forbrenning av fossile brensler (77 %), industriprosesser som sementproduksjon (2 %), og endringer i arealbruk (21 %). I Europa er fordelingen en litt annen: forbrenning av fossile brensler (98 %), industriprosesser (2 %), mens endringer i arealbruk faktisk kan skape sluk for CO<sub>2</sub> der muligens ca. 13 % av CO<sub>2</sub>-utslippene i Europa blir absorbert. Tallene for utslipp fra endringer i arealbruk er langt mindre pålitelige enn for andre kilder. Figur 2.6 viser globale utslipp (bare fra brenning av fossile brensler og sementproduksjon) siden 1950. For tiden bidrar Europa med 29 % av verdens CO<sub>2</sub>-utslipp fra menneskeskapt forbrenning og industri.

Figur 2.7 viser utviklingen i totale CO<sub>2</sub>-utslipp i Europa siden 1980 i større detalj. Den betydelige utslippsreduksjonen i Sentral- og Øst-Europa og i Europas nye, uavhengige stater (20 % fra 1990 til 1995) skyldes den økonomiske omstruktureringen.

Reduksjonen på 3 % i utslippene fra Vest-Europa fra 1990 til 1995 skyldes for en stor del redusert økonomisk og industriell vekst, omstruktureringen innen den tyske industrien og overgangen fra kull til naturgass i produksjonen av elektrisitet.

**Figur 2.7 Utslipp av CO<sub>2</sub> i Europa, 1980-94**

millioner tonn  
 Europas nye, uavhengige stater  
 Sentral- og Øst-Europa  
 Vest-Europa

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

**Figur 2.8 Utslipp av CO<sub>2</sub> per innb. i Europa i 1994**

Europas nye, uavhengige stater  
 Sentral- og Øst-Europa  
 Vest-Europa

Luxemburg  
 Danmark  
 Belgia  
 Finland  
 Nederland  
 Tyskland  
 Storbritannia  
 Irland  
 Norge  
 Island

Hellas  
Østerrike  
Liechtenstein  
Sverige  
Italia  
Frankrike  
Sveits  
Spania  
Portugal  
Estland  
Malta  
Den tsjekkiske republikk  
Polen  
Bulgaria  
Den slovakiske republikk  
Slovenia  
Ungarn  
Litauen  
Latvia  
Romania  
FYROM  
Kroatia  
Tyrkia  
Bosnia-Hercegovina  
Albania  
Den russiske føderasjon  
Ukraina  
Hviterussland  
Aserbajdsjan  
Moldova  
Georgia  
Armenia

1000 tonn per innb.

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

Figur 2.8 viser CO<sub>2</sub>-utslipp per innbygger. Variasjonene landene imellom er meget like for hver av de tre landgruppene (Luxemburg har høyt utslipp per innbygger fordi landet har en liten befolkning men en stor stålindustri, og energien er relativt billig).

Sammenligninger som tar hensyn til forskjeller i økonomisk velstand, kan gi en god pekepinn på fremtidig utvikling i CO<sub>2</sub>-utslipp. Figur 2.9 viser utslipp av CO<sub>2</sub> per BNP-enhet i 1994. Unntatt for deler av det tidligere Jugoslavia og Albania er utslippene per BNP-enhet betydelig høyere i Sentral- og Øst-Europa (3,3 tonn/USD) og i Europas nye, uavhengige stater (2,4 tonn/USD) enn i Vest-Europa (0,55 tonn/USD). Dette gjenspeiler den lave energiutnyttelsen og overvekten av energikrevende tungindustri i Øst-Europa.

Det er energisektoren, og spesielt elektrisitetsproduksjonen, som har gitt de største CO<sub>2</sub>-utslippene i Vest-Europa siden 1990 (figur 2.10). Utslippene fra industrien gikk ned og fra transport opp, slik at totalutslippet stort sett er som før. Den viktigste forskjellen mellom Vest-Europa og Sentral- og Øst-Europa er det relativt mindre bidraget fra transport og det noe større relative bidraget fra industrien og energiforsyningen i Sentral- og Øst-Europa. Mellom 1990 og 1995 gikk utslippene fra alle sektorene ned i Sentral- og Øst-Europa. Utslipp fra veitransport forventes imidlertid å øke på samme måten som i Vest-Europa.

#### *Metan*

De globale menneskeskapte utslippene av metan utgjør 375 millioner tonn per år, og av dette kommer 27 % fra bruk av fossilt brensel. Europeiske utslipp utgjør omkring 11 % av totalen. Hovedkildene er lekkasje fra fordelingsnettene for naturgass, kullgruver og landbruk – særlig drøvtyggere og rismarker. Naturlige kilder som våtmarker er også viktige og bidrar muligens med så mye som 20 % av de globale utslippene (IPCC 1996b).

Figur 2.11 viser utslippstrender i Europa siden 1980. Tallmaterialet er mer usikkert enn for utslipp av CO<sub>2</sub> fordi de viktigste kildene i landbruket ikke er tilstrekkelig kvantifisert. Tallene for Øst-Europa er ikke så sikre som de fra Vest-Europa, og data fra før 1990 er kanskje ikke sammenlignbare med senere data.

---

**Figur 2.9 Utslipp av CO<sub>2</sub> per BNP-enhet i 1994**

---

se figur 2.8  
kg per US\$

**Merknad:** i 1994 USD

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

---

**Figur 2.10 Utslipp av CO<sub>2</sub> etter sektor**

---

Vest-Europa  
Sentral- og Øst-Europa  
andre  
husholdninger  
transport  
industri  
energi

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

Figur 2.12 viser hvordan de prosentvise bidragene av metanutslipp fra de ulike sektorene endret seg fra 1980 til 1995. Det har vært liten forandring i sektorenes relative bidrag siden 1980. Utslippene fra energiproduksjonen kommer i hovedsak fra kullgruver og lekkasjer i fordelingsnettet for naturgass. Avfallshåndtering, her inkludert i industrien, er en betydelig kilde med store utslipp fra avfallsfyllinger. Landbruket er også en viktig kilde, der metan fra storfe utgjør den største komponenten.

#### *Dinitrogenoksid*

De globale menneskeskaptede utslippene av N<sub>2</sub>O (dinitrogenoksid eller lystgass) er på mellom 3 og 8 millioner tonn per år. Den store usikkerheten reflekterer vår uvitenhet om prosessene som er involvert og hvordan de varierer mellom ulike deler av verden. På globalt plan kommer de største utslippene fra gjødslet jordbruksland. Noen få store industriutslipp kommer fra spesielle prosesser som produksjon av adipinsyre (en del av nylonproduksjonen) og produksjon av salpetersyre (som kan være betydelig i enkelte land, særlig i Europa). Utslippene fra brenning av fossilt brensel er små.

Figur 2.13 viser utslippstrenden i Europa siden 1980. Akkurat som for metan er også tallmaterialet for dinitrogenoksid mer usikkert enn for CO<sub>2</sub> fordi de viktigste kildene i landbruket ikke er tilstrekkelig kvantifisert.

I Sentral- og Øst-Europa har utslippene av dinitrogenoksid fra landbruket gått ned på grunn av reduksjonen i bruken av kunstgjødsel (figur 2.14). Utslippene fra industrien - for det meste fra produksjonen av salpetersyre og nylon - har også gått ned på grunn av omstrukturering, men ikke så mye som i landbruket. Vest-Europa har en liten nedgang i utslippene fra industrien, mens utslippene fra landbruket har vært stabile. Utslipp fra veitransport i Vest-Europa har økt. Selv om trafikken har økt, skyldes utslippsøkningen i stor grad innføringen av treveis katalysatorer. Disse gir vesentlige utslippsreduksjoner for nitrogenoksid, karbonmonoksid og hydrokarboner, men en liten økning i utslippene av dinitrogenoksid.

#### *Halogenerte gasser*

Utviklingen når det gjelder utslippene av halogenerte gasser som klorfluorkarboner (KFK), er behandlet i kapittel 3. KFK-utslippene faller nå raskt ettersom de fases ut i samsvar med kravene i Montreal-protokollen (se kapittel 3), men utslippene av erstatningsgasser, særlig HKFK og HFK, som begge er klimagasser, er økende. Andre potensielt viktige klimagasser som perfluorkarboner (f.eks. CF<sub>4</sub> og C<sub>2</sub>F<sub>6</sub>) og svovelheksafluorid (SF<sub>6</sub>) blir bare sluppet ut i små mengder og har således små konsekvenser for global oppvarming. Tallmaterialet for utslipp av disse gassene er for spinkelt til å bygge prognoser på, men på grunn av deres lange levetid i atmosfæren og høye potensial for global oppvarming, kan de bli viktige dersom utslippene fortsetter å stige. Utviklingen i atmosfæriske konsentrasjoner av en rekke av disse gassene er vist i figur 3.4.

**Figur 2.11 Utslipp av CH<sub>4</sub> i Europa, 1980-95**

|                                |
|--------------------------------|
| Europas nye, uavhengige stater |
| Sentral- og Øst-Europa         |
| Vest-Europa                    |
| millioner tonn                 |

Kilde: EEA-ETC/AE 1997

**Figur 2.12 Utslipp av CH<sub>4</sub> etter sektor**

|                        |
|------------------------|
| andre                  |
| husholdninger          |
| landbruk               |
| transport              |
| industri               |
| energi                 |
| Vest-Europa            |
| Sentral- og Øst-Europa |

Kilde: EEA-ETC/AE 1997

*Oppsummering: Utslipp av klimagasser i Europa*

Figur 2.15 viser utslippene av CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O fra Vest-Europa og Sentral- og Øst-Europa målt som CO<sub>2</sub>-ekvivalenter, i absolutte verdier og per innbygger. Selv om utslippene fra Sentral- og Øst-Europa totalt sett er mindre enn fra Vest-Europa, er utslipp per innbygger ganske like.

Basert på et 100-årsperspektiv for beregning av CO<sub>2</sub>-ekvivalenter utgjorde Europas totale utslipp i 1994 omkring 30 % (usikkerhet anslått til 24 % - 38 %) av det totale menneskeskapte bidraget til global oppvarming.

## 2.5 Drivkrefter

Energibruk, landbruk, avfallshåndtering og industriaktiviteter er de viktigste drivkreftene bak endringer i klimaet. Den sentrale utfordringen er å stabilisere konsentrasjonene av karbondioksid, og nøkkelen til dette er å redusere bruken av fossile brensler. Metanutslippene kan sannsynligvis reduseres ved økt resirkulering av avfall (i stedet for deponering i fyllinger) og reduserte lekkasjer fra rørledninger. KFK blir nå faset ut, men bruken av ozonvennlige erstatninger, hvorav noen er klimagasser, er økende (se kapittel 3, punkt 3.4). Ettersom utviklingen når det gjelder fossile brensler står sentralt i spørsmålet om klimaendringer, omhandler dette kapittelet i hovedsak energi og energieffektivitet. Aktuell informasjon om transport finnes i kapittel 4, punkt 4.6.

### 2.5.1 Energibruk – den dominerende faktor

Gjennom det meste av dette århundret har verdens energiforbruk økt fortere enn noen gang tidligere, og til tross for økende bidrag fra fornybare kilder og kjernekraft i løpet av de siste tiårene, dekker fossile brensler fortsatt over 90 % av verdens energibehov (UNEP 1994). Siden 1990 har økningen i verdens energietterspørsel flatet noe ut, hovedsakelig på grunn av redusert energiforbruk i Øst-Europa.

Figur 2.16 viser hvordan sluttforbruket av energi (dvs. energi brukt av forbrukere, tap i produksjon og distribusjon unntatt) i Vest-Europa gradvis har økt, med en totaløkning på 10 % mellom 1985 og 1995. Fra 1990 til 1995 falt energiforbruket med 18 % i Sentral- og Øst-Europa og med 26 % i Europas nye, uavhengige stater. Totalt energiforbruk i Europa gikk ned med 11 % mellom 1990 og 1995.

Figur 2.17 viser endringene i Europa i sluttforbruket av energi etter hovedsektor mellom 1980 og 1995. Den største endringen i Vest-Europa var i transportsektoren, hvor energiforbruket steg med 44 %. I samme periode gikk industriens energiforbruk ned med 8 %, mens forbruket i andre sektorer gikk opp med 7 %. Dette gjenspeiler hovedsakelig veksten innen veitransport og et skifte bort fra energikrevende tungindustri.

I Sentral- og Øst-Europa har energiforbruket gått ned siden 1990, med 3 % i transport, 28 % i industri og 15 % i andre sektorer. I Europas nye, uavhengige stater var endringene meget markante, med reduksjoner på 48 % i transport, 38 % i industri og 30 % i annen bruk. Noen av endringene rapportert i Europas nye, uavhengige stater kan skyldes ulike

**Figur 2.13 Utslipp av N<sub>2</sub>O i Europa, 1990-94**

millioner tonn  
Sentral- og Øst-Europa  
Vest-Europa

**Merknad:** Vest-Europa med unntak av Spania, Sentral- og Øst-Europa: bare Bulgaria, Kroatia, Den tsjekkiske republikk, Ungarn, Romania og Slovakia.

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

**Figur 2.14 Utslipp av N<sub>2</sub>O etter sektor**

andre  
husholdninger  
landbruk  
transport  
industri  
energi  
Vest-Europa

Sentral- og Øst-Europa

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

definisjoner, men den store nedgangen i energiforbruket i disse landene er reell nok og gjenspeiler den økonomiske omstillingen siden 1990.

Figur 2.18 viser prosentvise endringer i de ulike brenseltypenes bidrag til primærenergiforsyningen, inkludert til produksjon av elektrisk kraft. Generelt har man gått over fra kull og olje til naturgass, kjernekraft og fornybare energikilder. Naturgass gir fra seg mindre CO<sub>2</sub> per produsert energienhet enn kull og olje, mens kjernekraft og fornybare energiformer ikke slipper ut noe CO<sub>2</sub> ved bruk, et skifte som har redusert CO<sub>2</sub>-utslippene totalt sett. Den mest iøynefallende endringen, og den som er viktigst i forhold til klimaendringene, er nedgangen i bruk av kull og olje og prosentnedgangen i deres bidrag til produksjonen av primærenergi i Vest-Europa mellom 1980 og 1995, der kull gikk ned fra 24 % til 22 % og olje fra 52 % til 44 %. Bruken av kjernekraft ble tredoblet i Vest-Europa og i Europas nye, uavhengige stater, og ble seksdoblet i Sentral- og Øst-Europa mellom 1980 og 1994. I Belgia, Sveits, Litauen, Bulgaria og Slovenia dekker kjernekraft nå over 20 % av totalt (brutto) energiforbruk, og i Frankrike og Sverige mer enn 40 %.

### 2.5.2 *Energipriser*

Energietterspørselen, de ulike brenseltypenes relative andeler og investering i energisparing og -økonomisering (enøk) er alle prisavhengige. Det er en sterkt negativ korrelasjon mellom energiforbruk og energipriser i industrilandene. Utviklingen i energiprisene siden 1978 er vist i figur 2.19. Råoljeprisen gir en pekepinn på energiprisene generelt fordi prisene på andre energikilder som naturgass, oljeprodukter og kull har vanligvis vært koblet til oljeprisen. Energiforbruket påvirkes også av faktorer som internasjonal konkurranse som presser produksjonskostnadene i industrien ned.

### 2.5.3 *Energieffektivitet*

Når energien er billig, er det mindre incitament til å øke energieffektiviteten i energiforbruket, selv om enkle metoder finnes for å gjøre det. Det finnes ingen enkel indikator for energieffektivitet på nasjonalt eller europeisk plan, men energieffektivitet er knyttet til energiintensitet (energiforbruk per BNP-enhet), selv om den også er betydelig påvirket av arbeidsintensive kontra energikrevende metoder, samt av strukturen i økonomien.

Figur 2.20 viser hvordan energiintensiteten i Europa endret seg siden 1986. I Vest-Europa er den gradvise nedgangen i energiintensitet, gjennomsnittlig 1 % per år, forårsaket av en kombinasjon av en mindre økning i energiforbruk (se figur 2.16) og en noe større økning i BNP. I løpet av perioden så man en viss forbedring av effektiviteten i energibruken, som kom i tillegg til strukturelle endringer fra meget energiintensiv, tradisjonell industri til en mindre energikrevende tjenesteindustri. Helt fersk informasjon tyder imidlertid på at nedgangen i energiintensitet avtar etter hvert. Mange av de mest kostnadseffektive energisparetiltakene er alt iverksatt (OECD/IEA 1996 og 1997),

**Figur 2.15 Europeiske utslipp av klimagasser i CO<sub>2</sub>-ekvivalenter, 1994**

| tonn CO <sub>2</sub> -ekvivalenter | tonn CO <sub>2</sub> -ekvivalenter per innbygger |
|------------------------------------|--|
| <b>Kilde:</b> EEA-ETC/AE 1997      |  |

**Figur 2.16 Energiforbruk i Europa, 1980-95**

|                               |
|-------------------------------|
| millioner toe                 |
| Vest-Europa                   |
| Europas nye uavhengige stater |
| Sentral- og Øst-Europa        |
| <b>Kilde:</b> Eurostat IEA    |



og i de fleste land har den omfattende omstillingen fra energiintensive industrier til en mindre energikrevende tjenesteindustri alt funnet sted.

Energiintensiteten i Øst-Europa er høyere av flere grunner, inkludert en forholdsvis ineffektiv energiproduksjon, høyt forbruk av energi som følge av historisk sett lave energipriser, generelt lav merverdi i den økonomiske aktiviteten og høy andel energikrevende industri. Energiintensiteten i Sentral- og Øst-Europa er synkende, mens den økte i Europas nye, uavhengige stater fram til ca. 1992, for siden å være noenlunde konstant. Forskjellen mellom de sentral- og østeuropeiske landene og Europas nye, uavhengige stater skyldes at BNP har gått mer ned i den siste gruppen siden 1990. Totalt energiforbruk per innbygger er likt det i Vest-Europa, men BNP er mye mindre. Resultatet er at energiintensiteten i de sentral- og østeuropeiske landene er omkring fire ganger så høy som i Vest-Europa, og i de nye, uavhengige statene seks ganger så høy. Variasjonene landene imellom i Sentral- og Øst-Europa og de nye, uavhengige statene er mye større enn de man finner i Vest-Europa. Det er klart at det finnes betydelige muligheter til å redusere energiintensiteten i Øst-Europa.

Det er mange tekniske nyvinninger som kan benyttes til å forbedre energieffektiviteten, f.eks. energisparende kjøretøyer og husholdningsmaskiner samt bedre isolerte bygninger. Slike forbedringer medfører ikke nødvendigvis energisparing totalt sett. F.eks. kan mer effektivt bensinforbruk i biler (målt i km/liter) motvirkes av at vi da bruker bilene mer, og kan således fremme bilbruk fordi kostnaden per kilometer går ned.

Til tross for at energiintensiteten i Vest-Europa har gått ned, blir dette motvirket av utviklingen i noen av de viktigste energikrevende sektorene, særlig på de tre nedenstående nøkkelområdene (IEA 1997). Vi finner lite tilsvarende informasjon for Sentral- og Øst-Europa og Europas nye, uavhengige stater.

#### *Privatbiler*

Antallet privateide biler i Europa (unntatt Den russiske føderasjon) har økt med omkring 40 % siden 1980. I løpet av denne perioden har det vært liten forandring i gjennomsnittlig drivstofforbruk, som har holdt seg på 8-10 liter bensinekvivalenter per 100 km. Totalt sett har det imidlertid vært en liten økning i årlig kjørelengde per bil. Folk reiser mer, bidrar til økte utslipp av klimagasser, og skifter fra andre, mer effektive transportmidler (gåing, sykling, buss og tog) til bil. Dette gir seg utslag i økt CO<sub>2</sub>-utslipp fra private reiser i alle medlemsland av Det internasjonale energibyrådet (IEA), og i dobbelt energiforbruk av privatbiler i Europa siden 1973. Denne kombinasjonen synes å tyde på at privat transport generelt er blitt mindre energieffektiv de siste 20 årene.

**Figur 2.17 Energiforbruk i Europa etter sektor, 1980-95**

|                                |
|--------------------------------|
| Energiforbruk i industrien     |
| Energiforbruk i transport      |
| Annet energiforbruk            |
| millioner toe                  |
| Vest-Europa                    |
| Europas nye, uavhengige stater |
| Sentral- og Øst-Europa         |

**Kilde:** Eurostat, IEA

*Husholdninger*

Boligene i Vest-Europa blir stadig større når vi ser på gulvflate per innbygger. Et økende antall boliger har sentralvarme, nå en av de viktigste komponentene i privat energiforbruk (figur 2.21). Antallet sentralvarmeanlegg antas å nærme seg et metningsnivå. Antallet oppvaskmaskiner i befolkningen, som generelt gjenspeiler utbredelsen av elektrisk husholdningsutstyr, har økt fra nesten null til gjennomsnittlig én maskin i hver fjerde husstand.

Offentlige tiltak for energisparing har generelt fokusert mer på private husholdninger enn på andre sektorer. I løpet av perioden ser man i de fleste land en nedgang i forholdet mellom energiforbruk til romoppvarming og gulvflate, en endring påvirket av høyere energipriser, bedre isolering av eksisterende bygninger og strengere forskrifter for nybygg. Selv om flere elektriske husholdningsapparater er i bruk, blir de etterhvert mer energieffektive.

Generelt ser det ut som de teknologiske og andre energisparende forbedringer som er oppnådd i Vest-Europa, er blitt oppspist av den relative økningen i antall husstander med sentralvarme og elektriske husholdningsmaskiner.

*Fabrikkindustrien*

Fabrikkindustrien var tidligere den største forbrukeren av energi i Europa, men andelen har gått gradvis ned. Fabrikproduksjonen i de fleste vesteuropeiske land har økt, men det er store forskjeller mellom de ulike land og industrisektorer (se punkt 1.3.2). Figur 2.22 viser at energiintensiteten er redusert i de fleste grener av fabrikkindustrien i Vest-Europa. Nettoeffekten av økt produksjon og redusert energiintensitet er en liten generell nedgang i det totale energiforbruk.

**2.6. Miljøpolitikk og målsetning****2.6.1 Målsetning**

Ved å vedta FNs rammekonvensjon om klimaendringer (UNFCCC) viste regjeringer i hele verden at de tok på alvor de bekymringene om klimaendringer som kom fram på FNs Konferanse om miljø og utvikling i Rio de Janeiro i 1992. Mer enn 160 land og grupper av land har nå ratifisert konvensjonen, inkludert Det europeiske fellesskap og alle de 15 medlemsstatene og de fleste andre land i Europa. Industrilandene (listet i «Annex 1» til konvensjonen) forpliktet seg

---

**Figur 2.18 Forsyning av primærenergi etter type brensel, 1980, 1990 og 1995**


---

|             |
|-------------|
| kull        |
| råolje      |
| naturgass   |
| kjernekraft |
| vann        |
| annet       |

**Kilde:** Eurostat, IEA

---

**Figur 2.19 Fastprisindekser for energi til sluttbrukere i OECD-Europa**


---

|               |
|---------------|
| oljeprodukter |
| naturgass     |
| råolje        |
| kull          |

**Merknad:** prisene inkluderer skatter og rabatter

**Kilde:** OECD

til å redusere sine utslipp av klimagasser (som ikke dekkes av Montreal-protokollen) til 1990-nivå innen år 2000.

Det tredje møtet mellom medlemslandene i FNs rammekonvensjon om klimaendringer ble holdt i Kyoto (Japan) i desember 1997. I mars 1997 la EUs miljøministre fram et forslag som forhandlingsgrunnlag før møtet i Kyoto, som gikk ut på at industrilandene skulle redusere utslippene av klimagasser til 15 % under nivåene i 1990 innen år 2010 (CEC 1997a og 1997b). Målet er basert på en kombinert reduksjon av de viktigste klimagassene (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) der man tar hensyn til deres globale oppvarmingspotensial over 100 år. Noen av EUs medlemstater ville kunne øke sine utslipp i og med at disse ville bli kompensert av reduksjoner i andre medlemsstater.

I Kyoto ble industrilandene (Annex I-landene) enige om å redusere sine samlede utslipp av seks klimagasser: CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, HFC, PFC og SF<sub>6</sub> med 5 % i forhold til 1990-nivå (UNFCCC 1997b). Målet er å oppnå den avtalte reduksjon i CO<sub>2</sub>-ekvivalenter av disse seks klimagassene i perioden 2008 til 2012. Partene i avtalen inngikk ulike reduksjonsforpliktelser (tabell 2.2). EU som helhet forpliktet seg til å redusere utslippene med 8 %. De sentral- og østeuropeiske landene forpliktet seg til reduksjoner varierende mellom 5 % og 8 %, mens Den russiske føderasjon og Ukraina forpliktet seg til å stabilisere sine utslipp på 1990-nivå. Alle parter i avtalen plikter å vise registrerbare framskritt mot sine forpliktelser innen år 2005.

Framtidige konferanser i regi av FNs rammekonvensjon om klimaendringer (UNFCCC), særlig i Buenos Aires i november 1998, må utdype og detaljere noen av de sentrale spørsmålene:

- hvordan skal man definere og verifisere data for sluk og lagring av karbondioksid? Netto endringer i slike sluk og lagre kan muligens benyttes for å oppfylle reduksjonskrav dersom de skyldes direkte menneskerelatert arealbruksendring og skogbruksaktiviteter, begrenset til nyplanting, gjenplanting og avskoging etter 1990,
- retningslinjer for verifisering, rapportering og ansvar for handel med utslippskvoter og felles gjennomføring blant Annex I-landene,
- etablering av definisjoner og organisatoriske og finansielle ordninger for den foreslåtte «grønne utviklingsmekanisme» for å

**Figur 2.20 Energiintensitet, 1986-95**

toe/USD  
Europas nye, uavhengige stater  
Sentral- og Øst-Europa  
Vest-Europa

**Kilde:** Eurostat, IEA

**Figur 2.21 Prosent av boliger med sentralvarme**

Sverige  
Danmark  
Finland  
Tyskland  
Frankrike  
Storbritannia  
Italia

**Kilde:** Eurostat, IEA

**Figur 2.22 Energiintensitet i fabrikkindustrien, 1971-91**

jernholdige metaller  
papir og papirmasse  
ikke-jernholdige metaller  
ikke-metalliske mineraler  
kjemikalier  
næringsmidler  
annen produksjon

**Kilde:** Nasjonal energi- og industristatistikk (iht. analyser av Lawrence Berkeley National Laboratory) for Danmark, Finland, Frankrike, tidligere Vest-Tyskland, Italia, Sverige og Storbritannia.

hjelpe de land som ikke er listet i Annex 1 til å oppnå bærekraftig utvikling, inkludert muligheten at Annex 1-landene får utslippsreduksjoner fra prosjekter i andre land kreditert sine reduksjonsmål.

### 2.6.2 *Politikk og tiltak*

Boks 2.1 inneholder et sammendrag av politikk og tiltak på dette området på EU-plan og på nasjonalt plan.

En avgift på energi/karboner har vært foreslått men er ikke vedtatt på EU-plan, men visse enkeltland har allerede innført slike avgifter (Danmark, Finland, Sverige, Østerrike, Nederland og Norge). Et nylig utkommet studie av miljøavgiftenes effektivitet (EEA 1996) konkluderer med at man kan registrere en del positive konsekvenser av de karbonavgiftene som ble analysert (Sverige og Norge), inkludert noen utslippsreduksjoner i Norge, men at disse effektene må analyseres videre og i mer detalj. Generelt har energiprisene vært for lave til å motivere til redusert energiforbruk i biler og boligoppvarming.

## 2.7. Framskritt og prognoser

### 2.7.1. *Framskritt mot år 2000*

Som nevnt i del 2.4, gikk CO<sub>2</sub>-utslippene i Vest-Europa ned med omkring 3 % fra 1990 til 1995. De viktigste årsakene var en midlertidig utflating i den økonomiske veksten, omstruktureringen av industrien i Tyskland og utviklingen av elektrisitetsverk fyrt med naturgass. Det femte handlingsprogrammet for miljø har som mål å stabilisere utslippene av CO<sub>2</sub> på 1990-nivå innen år 2000, men enkelte EU-studier (CEC 1996a and 1996b) antyder en viss usikkerhet om denne målsetningen kan nås. Skal målsetningen nås, må man få realisert maksimalt potensial av de nasjonale tiltakene medlemsstatene har rapportert. Mange av disse tiltakene vil ikke vise nevneverdige resultater før etter år 2000. Dersom energiprisene fortsatt er lave og veksten i BNP høyere enn forventet, kan utslippene i år 2000 ligge inntil 5 % over 1990-nivå.

I motsetning til Vest-Europa har Øst-Europa hatt en betydelig nedgang i utslippene av klimagasser siden 1990. Det er lite sannsynlig at energiforbruket kommer til å overstige 1990-nivået, selv i år 2010 (UNECE 1996). I tillegg forventes det en overgang til brenslere som avgir mindre mengder klimagasser (IIASA 1997). Selv uten overgang til andre brenslere eller redusert energiintensitet forventes utslippene i år 2000 å være 22 % lavere enn i 1990.

### 2.7.2. *«Business-as-usual»-scenarier til år 2010*

Europakommisjonens «business-as-usual»-scenario for perioden 1990 til 2010 (CEC, 1997c) forutsetter at det ikke vil bli innført ny politikk eller nye tiltak for reduksjon av CO<sub>2</sub>-utslippene, 2 % vekst i BNP per år og 1,3 % nedgang i energiintensitet per år, noe som ville medføre en økning i CO<sub>2</sub>-utslipp på 8 % mellom 1990 og 2010. Den største økningen ville komme i transportsektoren (+39 %) fulgt av energisektoren (produksjon av elektrisitet og varme) (+12 %). Bare industrisektoren ville få reduserte utslipp (-15 %). Basert på informasjonen de ulike landene har levert til UNFCCC (1997a), ville dagens politikk ut fra dette scenariet resultere i enda større utslipp i år 2010 sammenlignet med 1990 for Norge (+33 %) og Island (+35 %).

Prognoser for enkelte av Europas nye uavhengige stater (Hviterussland, Moldova, Den russiske føderasjon og Ukraina) antyder at energiforbruket vil bli 11 % lavere i 2010 enn i 1990 (UNECE 1996) og BNP 10 % lavere. I et alternativt scenario (IIASA 1997), som forutsetter at energiintensiteten i disse landene reduseres til samme nivå som i Vest-Europa, kan energiforbruket bli 27 % lavere i 2010 enn det var i 1990. Selv om dette scenariet ikke er særlig realistisk, gir det en antydning om disse landenes potensial for energisparing og utslippsreduksjoner.

Situasjonen i Sentral- og Øst-Europa er annerledes. I år 2010 kan BNP bli 31 % høyere enn i 1990, mens energiforbruket bare øker med 4 % (UNECE 1996).

Tabell 2.2 Reduksjonsmålene i Kyoto-protokollen (UNFCCC)

|  |  |
|--|--|
|  |  |
|--|--|

| Land  | Tallfestede forpliktelser for utslippsbegrensning eller reduksjon (prosent av basisår) |
|---|--|
| EU<br>og hver av medlemsstatene   | 92   |
| <b>Sentral- og Øst-Europa og Europas nye, uavhengige stater</b><br>Bulgaria, Den tsjekkiske republikk, Estland, Latvia, Litauen,<br>Romania, Den slovakiske republikk og Slovenia | 92   |
| Kroatia   | 95   |
| Ungarn, Polen   | 94   |
| Den russiske føderasjon   | 100  |
| Ukraina   | 100  |
| <b>Andre europeiske land</b>  |  |
| Island  | 110  |
| Liechtenstein, Sveits   | 92   |
| Norge   | 101  |

IIASA- scenariet (energiintensiteten tenderer mot vesteuropeisk nivå) viser en økning i energiforbruket på bare 1 % i denne perioden.

### 2.7.3. Bærekraftige alternativer mot år 2010

Dersom stabilisering av atmosfæriske konsentrasjoner av CO<sub>2</sub> på 1990-nivå skal oppnås innen 2010, må globale årlige utslipp av menneskeskapt klimagasser øyeblikkelig reduseres med 50-70 %, med ytterligere reduksjoner deretter (IPCC 1996b).

Den generelle målsetningen i artikkel 2 i FNs rammekonvensjon om klimaendringer er å oppnå atmosfæriske konsentrasjoner som vil forhindre skadelige, menneskeskapt forstyrrelser av klimasystemet, men som på samme tid tillater bærekraftig økonomisk utvikling (IPCC 1996a). Det er foreslått midlertidige grenser i samsvar med dette målet: en temperaturøkning på 0,1 °C per tiår (Krause m.fl. 1989); en stigning i havnivået på 2 cm per tiår (Rijsberman og Swart 1990), og en maksimum økning på 1 °C over 1990-nivå i global gjennomsnittstemperatur (Vellinga og Swart 1991). Økninger utover disse grensene kan medføre betydelige, muligens irreversible endringer i økosystemer, matproduksjon og sårbare kystområder (punkt 2.2).

Skal man holde seg innenfor disse grensene, må det herske enighet om:

- Fordelingen av totale, menneskeskapt utslipp av CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O mellom industrilandene (Annex 1-landene i

#### Boks 2.1: Politikk og tiltak

##### Karbondioksid

###### Tiltak i EU:

Rådsvedtak (93/389) om en overvåkingsmekanisme for utslipp av CO<sub>2</sub> og andre klimagasser i EU.

###### Energieffektivitet (EU):

- SAVE-programmet for energiøkonomisering,
- direktiver om energieffektivitet (varmtvannsberedere, merking av husholdningsapparater og kjøleskap),
- meddelelse om en strategi for å begrense CO<sub>2</sub>-utslippene fra biler (målet er et forbruk på 5 liter bensin per 100 km og 4,5 liter diesel per 100 km for biler med dieselmotorer),
- ny, ren og effektiv energiteknologi: JOULE-THERMIE-programmene (FoU og utprøving),
- fremme bruken av fornybare energikilder (ALTENER).

###### Tiltak i enkeltland i og utenfor EU (eksempler):

- frivillige/forhandlede avtaler med industrien og energisektoren,
- avgifter på energi/karbon,
- kombinasjonsanlegg for kraft og oppvarming (CHP) (industri, boliger),
- skifte fra kull til naturgass og/eller biomasse (industri, energisektoren),
- tiltak som påvirker mobilitet og kjøremønster (f.eks. veipricing),
- skogplanting.

##### Metan

###### Tiltak i EU:

- meddelelse om en strategi for å redusere metanutslippene (mulige tiltak: forbedret forvaltning av husdyrgjødsel, forslag til et direktiv om avfallsdeponering som krever kontroll av metanutslipp fra biologisk nedbrytbart avfall, redusert lekkasje fra utvinning og distribusjon av naturgass),
- reformer innen EUs felles landbrukspolitikk vil medføre reduksjoner i storfebestanden og reduserte metanutslipp,

###### Tiltak i enkeltland i og utenfor EU (eksempler):

- redusert bruk av deponier gjennom avfallsforebygging, resirkulering og økt forbrenning,

- reduserte metanutslipp fra kullgruver (ved hjelp av beste tilgjengelige teknologi).

**Dinitrogenoksid***Tiltak i EU:*

Reformer innen EUs felles landbrukspolitikk vil medføre lavere produksjon av husdyrgjødsel og redusert bruk av mineralgjødsel og husdyrgjødsel, og dermed en nedgang i utslippene av dinitrogenoksid.

*Tiltak i enkeltland i og utenfor EU (eksempler):*

- tekniske tiltak i enkelte produksjonsprosesser i industrien.



FNs rammekonvensjon om klimaendringer) med ansvar for utslipp av 5,8 Gt karbon (i CO<sub>2</sub>-ekvivalenter) i basisåret 1990 (55 % av totale utslipp), og utviklingslandene (ikke listet i Annex 1) med ansvar for 4,4 Gt karbon (45 %). I henhold til Berlin-mandatet under FN's rammekonvensjon om klimaendringer behøver ikke landene utenom Annex 1 å begrense sine utslipp ennå.

- Tidsplanen for tiltak for begrensning av klimaendringer.

I tillegg til de generelle utslippsreduksjonene og tidsplanen for dem, må det utvikles strategier for hver enkelt klimagass. KFKene skal etter planen i Montreal-protokollen være faset ut innen år 2010, men noen av stoffene som benyttes som erstatninger bør også vurderes nærmere (se kapittel 3). Selv om CO<sub>2</sub> er den viktigste klimagassen, kan relativt moderate reduksjoner i utslippene av metan og dinitrogenoksid ha forholdsvis store effekter ettersom de har stort globalt oppvarmingspotensial. Både teknisk og økonomisk kan det være lettere å redusere utslipp av disse gassene enn av CO<sub>2</sub>, og det ville være ekstra nyttig ettersom de bidrar til generering av bakkenært ozon (sommersmog).

#### *Utslippskorridorer*

FNs klimapanel har utviklet en rekke utslippsscenarioer basert på forutsetninger om befolkningsvekst, arealbruk og teknologisk utvikling, energitilgang og brenselkombinasjoner, men uten noen spesifikk utslippspolitik. Det globale, menneskeskapt utslippet av CO<sub>2</sub>-ekvivalenter i 2010 i de ulike IPCC-scenariene varierer fra 11,5 – 15,3 Gt karbon (6,2 - 8,3 Gt karbon for industrialiserte og 5,3 – 7,0 Gt karbon for ikke-industrialiserte land). Den øverste verdien forutsetter forholdsvis rask økonomisk vekst og befolkningsøkning og en betydelig avhengighet av fossile brensler. Den laveste verdien forutsetter lav befolkningsvekst og positiv økonomisk og teknologisk utvikling, stans i avskogingen, relativt større forbruk av fornybar energi og full overholdelse av kravene i Montreal-protokollen (Leggett m.fl. 1992).

Variasjonene man kan tillate i de globale utslippene kan defineres ved hjelp av begrepet «utslippskorridorer» (Alcamo og Kreileman 1996). Bredden på korridorene er avhengig av hvor høyt man har lagt det langsiktige målet for klimavert og fastsetter dernest de tillatte variasjoner i utslippene. Tabell 2.3 viser utslippskorridorer til år 2010 for EUs mål om en maksimum temperaturstigning på 1,5 °C mellom 1990 og 2100, og med en maksimal årlig utslippsreduksjon på 2 %. Tabellen viser tall for stigninger på henholdsvis 0,1 °C og 0,15 °C per tiår. I det første og mest restriktive alternativet ligger den øvre grensen for utslippskorridoren på 9,5 Gt karbon (i CO<sub>2</sub>-ekvivalenter) i år 2010.

Dersom vi forutsetter at landene utenom Annex 1 fortsetter å øke sine utslipp i tråd med IPCC-scenariet beskrevet ovenfor (dvs. til 5,3-7,0 Gt karbon i 2010), må utslippene fra de industrialiserte Annex 1-landene falle til mellom 2,5 og 4,2 Gt karbon i 2010. Sammenlignet med et 1990-nivå på 5,8 Gt karbon, er dette en nedgang på 30 %-55 %. En slik reduksjon vil gi en nedgang i CO<sub>2</sub>-utslipp per person i Vest-Europa fra 8,8 tonn i 1990 til et sted mellom 5,8 og 3,7 tonn i 2010 (og da er det fremdeles rom for en moderat befolkningsvekst). For å sette dette i et globalt perspektiv er gjennomsnittlig, globalt CO<sub>2</sub>-utslipp fra fossile brensler per person i dag 4 tonn (1,8 tonn i ikke-industrialiserte land).

Det mindre restriktive alternativet (som imidlertid ikke er bærekraftig) med en temperaturøkning på 1,5 °C per tiår er tatt med for å vise at begrensningene forbundet med bærekraftighet for de tre viktigste klimaindikatorne (maksimum temperaturøkning på 0,1 °C per tiår, maksimum 2 cm stigning i havnivået per tiår, og maksimum økning i global gjennomsnittstemperatur på 1 °C fra 1990-nivå) har vesentlige konsekvenser for utslippsreduksjonene i Annex I-landene, og dermed stor betydning for utformingen av miljøpolitikken. Dersom vi forutsetter det samme IPCC-scenariet som for det mest restriktive alternativet med 0,1 °C temperaturstigning per tiår, trenger man bare begrensede utslippsreduksjoner i Annex I-landene, og man kan faktisk tåle en liten

**Tabell 2.3 Maksimalt tillatte utslipp i CO<sub>2</sub>-ekvivalenter i Annex I-landene i år 2010**

| Spesifisert temperaturstigningstakt 1990-2100 <sup>a</sup> | Global utslippskorridor i 2010 | Maksimum tillatt utslipp i Annex I-landene i 2010 <sup>b</sup> |
|--|--------------------------------|--|
|--|--------------------------------|--|

**Merknad:** Inkluderer (uunngåelig) overskridelser av stipulert temperaturstigning mellom 1990 og 2010. En temperaturstigning på 0,1 °C per tiår kan betraktes som en begrenset risiko for konsekvenser. En økning på 0,15 °C per tiår er vesentlig over dette nivået.

Området representerer ikke-Annex I-lands basisutslipp av 5,3 – 7,0 Gt karbon som CO<sub>2</sub>-ekvivalenter i 2010 og tar med bare den øvre grense for utslippskorridoren (kolonne 2).

økning. Dette viser at å stille krav om bærekraftighet i forbindelse med de tre viktigste indikatorene for klimavern har viktige konsekvenser for hvilke utslippsreduksjoner som må kreves i Annex 1-landene, og har dermed stor betydning for miljøpolitikken.

#### *Tiltakskalender*

I de industrialiserte land er det diskusjon omkring den riktige tidsplanen for tiltak som reduserer risikoen for klimaendringer. Noen hevder at en utsettelse av tiltak gir oss mer tid til å etablere et mer solid vitenskapelig fundament og at kostnadene ved utslippsreducerende tiltak kan reduseres ved å bruke tid på å utvikle bedre (og sannsynligvis billigere) teknologi. Tidsaspektet forbundet med å øke allmennhetens bevissthet og å utarbeide og gjennomføre politiske tiltak, samt kapitalvarenes lave fornyelsestakt, taler også for en utsettelse. Men klimagassenes lange levetid i atmosfæren innebærer at en utsettelse av reduksjonstiltak vil ganske sikkert føre til at betydelig større og tyngre tiltak blir nødvendig senere. Risikoen for irreversible konsekvenser for økosystemer og samfunnet vil også bli høyere dersom intet blir gjort og konsentrasjonene av klimagasser tillates å øke.

Konsekvensene av slike utsettelser kan vurderes ved hjelp av utslippskorridorer. Dersom forventede utslippsnivåer i år 2100 er innenfor korridoren, finnes det minst ett akseptabelt utslippsmønster fram til år 2100 som tilfredsstiller de spesifiserte målene for klimavern. Utsettelser ville innebære at man nærmer seg høyere utslippsnivåer i 2100, mens en tidsplan basert på føre var-prinsippet fører til lavere nivåer. Konsekvensene kan analyseres ved å vurdere utslippsforløp etter år 2100. Lavere utslippsnivåer i 2100 vil gi framtidige generasjoner større mulighet til å velge akseptable framtidige utslippsalternativer. Høyere nivåer i år 2100 vil tvinge framtidige generasjoner (også utenfor Annex 1-landene) til å måtte følge en meget smal vei for å oppfylle klimamålene.

#### **Referanser**

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

Bijlsma, L., C.N. Ehler, R.J.T. Klein, S.M. Kulshrestha, R.F. McLean, N. Mimura, R.J. Nicholls, L.A. Nurse, H. Perez Nietro, E.Z. Stakhiv, R.K. Turner, R.A. Warrick (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.

CEC (1996a). Rapport fra Kommisjonen i henhold til Rådskdirektiv 93/389/EØF. *Second evaluation of national programmes under the monitoring mechanism of Community CO<sub>2</sub> and other greenhouse gas emissions. Progress towards the Community CO<sub>2</sub> stabilisation target*. COM (96) 91 endelig.

CEC (1996b). *Communication from the Commission under the UN Framework Convention on Climate Change*. COM (96) 217 endelig.

CEC (1997a). *Communication on a Community strategy on climate change*. Rådets konklusjoner, 3. mars 1997.

CEC (1997b). *Communication on a Community strategy on climate change*. Rådets konklusjoner, 19.-20. juni 1997.

CEC (1997c). *Communication on the energy dimension of climate change*. COM(97) 196.

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

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

EEA (1996). *Environmental Taxes: Implementation and Environmental Effectiveness*, Det europeiske miljøbyrået, København, 1996. ISBN 92-9167-000-6.

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

Fricke, W. og M. Wallasch (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.

Haeberli, W. og M. Hoelzle (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.* vol. 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* vol. 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, Frankrike.

IIASA (1997). *Integrated assessment of the environmental effects of application of the current EU air emission standards to CEECs*. (Foreløpig) 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., W. Bach og J. Koomey (1989). *Energy Policy in the Greenhouse, Volume 1: From Warming Fate to Warming Limit*. Referanseverdi for en global klimakonvensjon. Internasjonalt prosjekt for bærekraftige alternativer. El Cerrito, California.

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

Marland, G. og T.A. Boden (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., A. Haines, R. Sloof og S. Kovats (red.) (1996). *Climate Change and Human Health*. En evaluering utarbeidet av en oppgavegruppe på vegne av Verdens helseorganisasjon, Verdens meteorologiorganisasjon og FN's miljøprogram. WHO, Genève, Sveits.

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

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

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

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

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

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

Prinn, R., D. Cunnold, P. Fraser, R. Weiss, P. Simmonds, F. Alyea, L. P. Steele og D. Hartley (1997). The ALE/GAGE/AGAGE Network (oppdatert 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 R.J. Swart (red.) (1990). *Targets and Indicators of Climatic Change*. Stockholm Environmental Institute, Stockholm, Sverige, 166 sider.

Smith K. (1995). Precipitation over Scotland 1757-1992: Some aspects of temporal variability. I *Int. J. Climatology*, vol. 15, s. 543-556.

Thoning, K.W., P.P. Tans og L.S. Waterman (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, UK.

UK CCIRG (1996). United Kingdom Climate Change Impacts Review Group, *Review of the Potential Effects of Climate Change in the United Kingdom*. HMSO London, UK.

UNECE (1996). *Energy Balances for Countries in Transition 1993, 1994-2010 and Energy Prospects in CIS-Countries*.

UNEP (1994). *Environmental Data Report 1993-4*. FN's miljøprogram Blackwell, UK.

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, desember 1997.

Vellinga, P. og R.J. Swart (1991). The greenhouse marathon: A proposal for a global strategy. I *Climatic Change*, vol. 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., UK, s. 85-93.

### 3. Nedbryting av ozonlaget

#### Hovedkonklusjoner

Takket være internasjonale politiske tiltak som er truffet for å beskytte ozonlaget i stratosfæren, er årlig global produksjon av ozonnedbrytende stoffer redusert med 80-90 % i forhold til toppnivået. Årlige utslipp har også sunket raskt. Men på grunn av at de atmosfæriske prosesser kan ta lang tid, kan vi ennå ikke se noen virkninger av de internasjonale tiltakene på ozonkonsentrasjonen i stratosfæren eller i mengden kortbølget ultrafiolett (UV-B) stråling som når jordens overflate.

Den ozonnedbrytende effekten av alle klor- og bromforbindelser (KFK-gasser, haloner osv.) i stratosfæren forventes å nå sitt maksimum mellom år 2000 og 2010. Ozonlaget over Europa ble redusert med 5 % mellom 1975 og 1995, slik at større mengder UV-B- stråling når inn i den lavere atmosfære og til jordens overflate.

I den senere tid er det påvist større lokale reduksjoner i ozonkonsentrasjonen i stratosfæren over Arktis om våren. For eksempel falt den samlede ozonkonsentrasjonen over Nordpolen i mars 1997 til 40 % under sitt normalnivå. Selv om disse reduksjonene er mindre alvorlige enn dem som er blitt observert over Antarktis, understreker de nødvendigheten av fortsatt politisk oppmerksomhet mot nedbrytingen av ozonlaget.

Gjenoppbyggingen av ozonlaget, som vil ta mange årtier, kan gå fortere dersom bruken av HKFK-gasser og metylbromid utfases raskere, ved å sørge for sikker destruksjon av KFK-gasser og haloner i lagre og andre reservoarer og ved å forhindre smugling av ozonnedbrytende stoffer

#### 3.1. Innledning

I de fleste områder på jorden utenom tropene fortsetter ozonmengden ( $O_3$ ) i stratosfæren å synke med en takt som synest uendret siden utgivelsen av *Dobris*-rapporten (McPeters m.fl. 1996a). De mest dramatiske reduksjonene finner vi over Antarktis og Arktis. Det er nå ikke lenger noen tvil om at problemet skyldes høye konsentrasjoner av klor- og bromforbindelser i stratosfæren. Disse forbindelsene dannes i hovedsak ved utslipp av klorfluorkarboner (KFK-gasser) som brukes som kuldemedium i kjøleskap og klimaanlegg, som drivgass i sprayboks og som skum- og rensmiddel, samt av bromfluorkarboner (haloner) som benyttes i brannslukningsapparater.

Redusert ozon i stratosfæren er uønsket fordi et tynnere ozonlag fører til at større mengder UV-B-stråling når inn i den lavere atmosfæren og til jordens overflate. Satellittmålinger tyder på at sonegjennomsnittet av UV-B-stråling mellom 40° og 50° Nord økte med 10 % per tiår fra 1979 til 1992 (Herman m.fl. 1996). Økningen på sørlig halvkule mellom 40° og 50° Sør var 13 % per tiår.

Kart 3.1 viser endringene i UV-B-stråling ved skyfri himmel over Europa mellom 1980 og 1991. Den største relative økningen fant sted over Sentral- og Nord-Europa, med mindre økninger over Sør-Europa.

Hvordan stratosfærisk ozon filtrerer den ultrafiolette strålingen fra solen, og hvordan denne funksjonen blir påvirket av menneskets aktiviteter, er nærmere beskrevet i boks 3.1.

#### 3.2. Virkninger

UV-B-stråling kan sette i gang en rekke kjemiske og biologiske prosesser som er skadelige for levende organismer. Når det gjelder mennesker, kan en økning i UV-B-stråling forårsake hudkreft, grå stær, solbrenthet og snøblindhet, framskynde hudens aldringsprosess og svekke immunsystemet. Hudkreft utenom melanom er blant de hyppigste krefttyper hos mennesket, og en forbindelse til UV-B- stråling er nå dokumentert (Moan m.fl. 1989).

Kilde: Kolbjørn Adolfsen, Andøya Rakettskytefelt.



Men ulike folkegrupper har forskjellig følsomhet overfor ultrafiolett stråling, og vi finner derfor ingen enkel årsakssammenheng mellom hyppigheten av slike virkninger og strålingsnivå.

Man har funnet at UV-B-stråling påvirker økosystemene i vann og hav ved en nedgang i produksjonen av planteplankton og ved skader i de tidlige utviklingsstadier hos fisk, reker, krabbe, amfibier og andre dyr (UNEP 1995). Planteplankton danner grunnlaget for næringskjeden i havet, og på verdensbasis kommer mer enn 30 % av menneskets konsum av animalsk protein fra havet, og prosenten er enda høyere i utviklingsland. En undersøkelse (Smith m.fl. 1992) viser at reduksjonen på mellom 6 % og 12 % i produksjonen av planteplankton i antarktiske farvann var direkte knyttet til økt UV-B-stråling i forbindelse med ozonhullet over Antarktis. Ettersom planteplankton utgjør et betydelig sluk for atmosfærisk CO<sub>2</sub>, kan denne mekanismen også påvirke atmosfærens konsentrasjoner av CO<sub>2</sub> og den forsterkede drivhuseffekten i framtiden.

UV-B-stråling kan også påvirke veksten hos planter på land, selv med dagens strålingsnivå. Ulike arter reagerer meget ulikt på UV-B-stråling. Planter har en rekke mekanismer for å reparere virkningen av UV-B-stråling og kan til en viss grad tilpasse seg høyere strålingsnivåer.

I tillegg påvirker UV-strålingen de kjemiske prosessene i den lavere atmosfære. Strålingen

---

### **Kart 3.1 Beregnet økning i effektiv UV-stråling i Europa i 1991 i forhold til 1980**

---

|   |
|---|
| <p>Økning i UV-stråling<br/>Årlig UV-dose i 1991 i forhold til 1980</p> |
|---|

**Merknad:** Beregningene er basert på målinger av totalozon, og mulig effekt av skydekke er ikke hensyntatt. Basert på vektete UV-data for hudkreft. Metode: Bordewijk og van der Woerd 1996.

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

bidrar til episoder med bakkenært ozon i forurensede områder (kapittel 5) og påvirker atmosfærisk konsentrasjon og levetid for en rekke forbindelser, inkludert flere klimagasser. I tillegg er jo KFK-gassene og noen av stoffene som skal erstatte dem, også klimagasser (kapittel 2).

### 3.3. Ozonlagets tilstand

Ozonmengden i stratosfæren har gått stadig ned siden omkring 1979. Endringer i totalozon siden 1960 i fire ulike regioner av verden er vist i figur 3.1. Tabell 3.1 viser nedgangen i totalozon som har funnet sted ved alle breddegrader, men mest markert ved polene.

Akkumulert årlig og globalt gjennomsnittlig tap av totalozon siden 1979 er omtrent 5 %. Ved midlere breddegrader (både i nord og sør) er det et akkumulert tap på ca. 7 %. I tropene er ozontapet lite og ikke statistisk signifikant. Siden 1979 er det akkumulerte tapet i vinter- og vårmånedene på ca. 11 % på midlere og nordlige breddegrader (SORG 1996).

#### *Polarområdene*

Det er observert betydelige økninger i UV-B-stråling i Antarktis om våren, og da er ozonlaget sterkt svekket i flere måneder. Det største ozonhullet ble registrert i 1993, men senere hull har hatt tilsvarende dybde og geografisk utstrekning.

**Tabell 3.1 Global utvikling i totalozon, november 1978 til oktober 1994**

| Region   | Trend % per tiår | 2 $\sigma$ |
|--|------------------|------------|
| <b>Merknad:</b> Kolonnen for 2 $\sigma$ gir statistisk feil med 95% sikkerhet og inkluderer en feil på 1,22 %                      |                  |            |
| 2 $\sigma$ per tiår forårsaket av unøyaktigheter i instrumentene.  |                  |            |
| Basert på versjon 7 av datasettet fra TOMS (McPeters m.fl. 1996b). TOMS er satellittinstrumentet Total Ozone Mapping Spectrometer. |                  |            |
| <b>TOMS-dataene er bekreftet av målinger med andre instrumenter.</b>   |                  |            |
| <b>Kilde:</b> MCPeters m.fl. 1996a.  |                  |            |

#### **Boks 3.1: Ozonlaget og prosessene som truer ozonlaget**

Ozonlaget i stratosfæren består av et fortynt lag av ozongass som strekker seg fra om lag 10 km til omlag 40 km over jordoverflaten. Ozonkonsentrasjonen er høyest ca. 20 km over jorden, og stratosfæren inneholder omtrent 90 % av all ozon i atmosfæren mens de resterende 10 % befinner seg i troposfæren.

Ozon dannes i øvre del av stratosfæren av kortbølgestråling (bølgelengde < 190 nm) fra solen. Denne kraftige strålingen kan spalte oksygenmolekyler ( $O_2$ ) til oksygenatomer (O). Oksygenatomene er meget reaktive og forbinder seg raskt med oksygenmolekyler, og danner da ozon ( $O_3$ ). Ultrafiolett stråling med noe lengre bølgelengde (<280 nm) kan spalte ozonmolekylet til oksygenmolekyler og atomer igjen, slik at det er en dynamisk balanse mellom dannelse og tap av ozon.

Det meste av ozonet i stratosfæren blir dannet over tropene hvor sollyset er sterkest. Atmosfærisk sirkulasjon transporterer så ozonet mot polene. Denne transporten er mest effektiv på ettervinteren og om våren. Dette medfører at totalozon (mengden ozon i en kolonne fra jordoverflaten til toppen av atmosfæren) har høyest verdi om våren og lavest på senhøsten. Totalozon måles normalt i Dobsonenheter (DU). Et ozonlag med tykkelse på 300 DU betyr at ozonlaget ville vært 3 mm tykt dersom det bestod av ren ozon under et trykk på 1 atmosfære.

Menneskeskapt nedbryting av ozon forårsakes i stor grad av klor- og bromforbindelser, men ikke alle klor- og bromholdige forbindelser er skadelige for ozonlaget. Et stort antall forbindelser reagerer med andre gasser i troposfæren eller løser seg opp i regndråpene og trenger derfor ikke inn i stratosfæren. Jo lengre forbindelsens levetid i atmosfæren, jo mer av den får tid til å spre seg til stratosfæren. De klor- og bromforbindelsene som bryter ned ozonlaget, er KFK, karbontetraklorid, metylkloroform, HKFK og haloner, som alle i sin helhet er menneskeskapt. Ozonlaget kan også ødelegges av metylklorid og metylbromid. Den eneste kjente metylkloridkilden av betydning er havet. Metyl bromid har noen menneskeskapt kilder (jord-gassing, brenning av biomasse, tilsetninger i bensin) mens de store, naturlige utslippene kommer fra havet.

Det er særlig bruken av KFK og haloner som har ført til økte konsentrasjoner av klor og brom i stratosfæren. Disse forbindelsene er kjemisk sett meget stabile og nedbrytes ikke i troposfæren. Men i stratosfæren brytes de sakte ned av kortbølgestråling fra solen og frigjør dermed klor og brom, som i neste runde går inn i de kjemiske reaksjonene som ødelegger ozonet (boks 3.2). Den naturlige balansen mellom dannelse og tap av ozon har dermed endret seg henimot lavere ozonkonsentrasjoner.

Målinger av totalozon i profil over flere antarktiske forskningsstasjoner i løpet av et typisk ozonhull i perioden september-oktober viser at praktisk talt alt ozon i høydeintervallet 15-20 km er ødelagt, og totalozonet er redusert til omtrent en tredel av hva det var før ozonhullet ble dannet. I de senere år har ozonhullet over Antarktis hatt en tendens til å begynne tidligere og vare lengre.

Tap av stratosfærisk ozon i arktiske områder ble først oppdaget vinteren 1991-92 (Braathen m.fl. 1994, von der Gathen m.fl. 1995), og rundt en tredel av ozonet i den lavere stratosfære over Grønland forsvant i 1993 (Larsen m.fl. 1994). På grunnlag av en rekke observasjoner og modellsimuleringer er det nå dokumentert at det hver vinter siden vinteren 1991-92 har vært et betydelige tap av ozon over et stort område av Arktis, som hver gang kan knyttes til perioder med aktivering av klor (Isaksen m.fl. 1997).

Prosessene som fører til ozonnedbryting i polarområdene er skissert i boks 3.2. Andre faktorer som kan bidra til ozonnedbryting både i polarområdene og over lavere breddegrader, er behandlet i boks 3.3.

Selv om den observerte svekkelsen av ozonlaget over Arktis ikke er så alvorlig som i Antarktis, er det likevel en del likhetstrekk mellom situasjonen i sør og nord. For det første har temperaturene i den arktiske polarvirvelen (boks 3.2) gått merkbart ned de siste vintrene, og i de tre siste vintrene (1994-95 til 1996-97) ble det målt rekordlave temperaturer (f.eks. Labitzke og van Loon 1995, NOAA 1996, SORG 1996). Dette har ført til et vesentlig tap av ozon de to siste vintrene (1995-96 og i 96-97) (Müller m.fl. 1997, Rex m.fl. 1997).

Selv små temperaturfall i den arktiske polarvirvelen vil i det lange løp ha merkbar innvirkning på ozonlaget. Ettersom temperaturen allerede er nær grensen for skydannelse i den polare stratosfære, kan selv et lite temperaturfall være nok til å gi en betydelig økning i dannelsen av slike skyer.

For det andre ser det ut til at den arktiske polarvirvelen varer lenger utover våren. Man har observert langvarige polarvirvler tidligere, og man har indikasjoner på at polarvirvlene er blitt sterkere siden 1979 (Zurek m.fl. 1996), men kombinasjonen av lavere temperatur og lang levetid kan representere en ny utvikling. En indeks som kombinerer den arktiske polarvirvelens styrke og geografiske utbredelse er vist i figur 3.3 for de ni siste vintrene fra tidlig november til midten av mai. Illustrasjonen viser at polarvirvlene de siste vintrene var langvarige, og lengst i 1997.

#### ***Den tempererte sone***

I den tempererte sone på den nordlige halvkule har årlige gjennomsnittsverdier for totalozon sunket med nesten 5 % per tiår siden

---

#### **Avvik i totalozon fra nivået før 1980 Figur 3.1**

---

|  |
|--|
| EUROPA<br>NORD-AMERIKA<br>FJERNE ØSTEN<br>AUSTRALIA OG NEW ZEALAND |
|--|

**Merknad:** Månedlige avvik er glattet med et 12 måneders løpende gjennomsnitt. Tilpasset fra Bojkov m.fl. 1995.

**Kilde:** Vitali Fioletov

**Figur 3.2 Gjennomsnittsverdier for totalozon for mars måned, 1980 til 1997**

Dobson-enheter

**Kilde:** Data fra NASA Goddard Space Flight Center. Data fra 1980-1993 er TOMS versjon 7. Tallet for 1997 er utledet av nærsannhetsdata registrert med TOMS på ADEOS I. Beregning av gjennomsnittstall og plotting er utført ved NILU.

**Boks 3.2: Ozonnedbrytende mekanismer i polområdene**

Nedbrytingen av ozonlaget i polområdene skyldes en rekke kjemiske reaksjoner som begynner med omdannelsen av stabile halogenforbindelser (i hovedsak saltsyre og klornitrat som kommer fra KFK-gasser) til mer reaktive varianter.

Så lenge de er i gassform, reagerer de stabile forbindelsene svært lite med andre stoffer, men hurtige reaksjoner kan forekomme på overflaten av skypartikler i den polare stratosfære (PSC-partikler). Disse partiklene kan dannes i den lavere stratosfære (15-25 km) ved temperaturer under  $-78\text{ }^{\circ}\text{C}$ , som typisk finnes innenfor eller i utkanten av den arktiske polarvirvelen, en isolert luftmasse som opptrer om vinteren på grunn av den sterke, sykloniske luftsirkulasjonen som skyldes temperaturforskjellen mellom kald polarluft og varmere luft fra den tempererte sone (midlere breddegrader).

Klorforbindelsene som dannes i de hurtige reaksjonene i PSC-partiklene spaltes lett av vanlig dagslys slik at kloratomer frigjøres. Disse reagerer raskt og danner klormonoksid, som ødelegger ozon gjennom to ulike katalytiske prosesser. Man tror at den ene av disse prosessene er ansvarlig for 70 % av ozontapet i Antarktis. Den andre prosessen, som involverer reaktivt brom, antas å ligge til grunn for en stor del av ozonnedbrytingen i den varmere arktiske stratosfæren (SORG 1996).

**Boks 3.3: Andre mulige årsaker til ozonnedbrytingen**

Mengden av vanddamp i stratosfæren er en viktig parameter i nedbrytingen av ozon ettersom mer vann vil øke skydannelsen i den polare stratosfæren.

Den nedre stratosfære er fortsatt forholdsvis tørr, men oksidering av metan er en viktig kilde til stratosfærisk vann, og metankonsentrasjonen øker sakte men sikkert som følge av menneskelige aktiviteter. Fly som opererer i den nedre stratosfære bidrar også til vannbudsjettet. Målinger gjort i Boulder ( $40^{\circ}\text{N}$ ) (Oltmans og Hofmann 1995) viser en raskere økning av vann enn det som kan forklares ut fra økningen i metan, noe som kan peke mot andre, langsiktige endringer i stratosfæren. Pålitelige målinger over lang tid er imidlertid utført bare på dette ene stedet, og den globale fordelingen av stratosfærisk vanddamp vet vi lite om.

Aerosoler i stratosfæren kan også medføre tap av ozon, både i polarområdene og i tempererte soner. Utbruddet fra Mount Pinatubo i juni 1991 førte til en sterk økning i aerosolmengden i stratosfæren. Aerosolkonsentrasjonen nådde sitt høyeste i 1992 men har nå sunket til verdier som normalt observeres mellom vulkanutbrudd. De store mengdene aerosoler som ble sluppet ut ved utbruddene av El Chichón i 1982 og Pinatubo i 1991, faller sammen med de ekstremt lave ozonverdiene i figur 3.1.

**Figur 3.3 Indeks for polarvirvelens styrke for vintrene 1988-89 til og med 1996-97**

|          |
|----------|
| november |
| desember |
| januar   |
| februar  |
| mars     |
| april    |
| mai      |

**Merknad:** Virvelstyrkeindeksen er basert på en meteorologisk parameter kalt potensiell vortisitet (PV), som er et mål på den polare luftmassens isolasjon fra luften over de midlere breddegrader. Virvelindeksen beregnes ved å multiplisere PV i hver celle i rutenettet med flatemålet i cellen. Dette gjøres for alle cellene i rutenettet der PV er større enn en viss verdi, og produktene fra alle disse cellene summeres.

**Kilde:** ECMWF og NILU.

1979, med en nedgang om våren på 7 % per tiår i samme periode. Undersøkelser har vist at luft med redusert ozoninnhold og luft med aktivert klor fra den arktiske virvelen (se boks 3.2) strømmer inn i den tempererte sonen hvor de blander seg, og dermed bidrar til denne nedgangen (Norton og Chipperfield 1995, Pyle m.fl. 1995). Prosessen kan være forbundet med de meget lave temperaturene som har vært målt de siste vintrene i Arktis. Disse kan meget godt skyldes naturlige variasjoner, men dersom de skriver seg inn i en trend, eventuelt forårsaket av endringer i konsentrasjonene av klimagasser, kan ozonødeleggelsen i den tempererte sone fortsette å øke selv om klor- og bromkonsentrasjonene i stratosfæren skulle begynne å gå ned.

### 3.4. Atmosfæriske konsentrasjoner

Økningen i de *troposfæriske* konsentrasjoner av de viktigste ozonnedbrytende stoffene (KFK og haloner) har flatet ut eller stoppet takket være Montreal-protokollen og senere tillegg til den (Montzka m.fl. 1996): konsentrasjonen av KFK-11 flatet ut rundt 1991, og konsentrasjonen av KFK-12 øker nå bare meget sakte. Konsentrasjonene av HKFK er lave, men øker etter hvert som de erstatter KFK (se punkt 3.4) (figur 3.4). Konsentrasjonene av metylkloroform og karbontetraklorid har gått betydelig ned – i 1996 var konsentrasjonen av metylkloroform 28 % under sitt maksimum fra 1992, og konsentrasjonen av karbontetraklorid var 4 % under sitt maksimum. Halonkonsentrasjonene øker imidlertid fortsatt på grunn av den lille fraksjonen som blir sluppet ut årlig fra de store mengdene som fortsatt finnes i eksisterende utstyr.

Det samlede potensial for nedbryting av ozonlaget med menneskeskapte klor- og bromforbindelser i troposfæren nådde et maksimum i 1994, fulgt av en beskjedne nedgang i forbindelse med reduserte

**Figur 3.4 Troposfæriske konsentrasjoner av klorfluorkarboner og haloner**

|           |
|-----------|
| Klor/brom |
| KFK-12    |
| KFK-11    |
| HKFK-22   |

**Merknad:** Observerte konsentrasjoner midlet over flere målestasjoner både på den nordlige og den sørlige halvkule. Øverste kurve viser total potensiell konsentrasjon av effektiv klor/brom.

**Kilde:** ALE/GAGE/AGAGE nettet, Prinn m.fl. 1995, Cunnold m.fl. 1997. HKFK-22 data levert av NOAA CMDL-nettet. Beregning av potensiell effektiv Cl/Br utført av RIVM.

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

**Merknad:** Kurven viser framskrevet blandingsforhold (hyppighet) av såkalte klorekvivalenter. Den er basert på protokoll-scenariet i ozonvurderingen utført av WMO/UNEP i 1998, som tar utgangspunkt i maksimalt tillatte utslipp i henhold til protokollen.

**Kilde:** Foreløpige data fra ozonanalysen av WMO i 1998 (Guus Velders, RIVM).

konsentrasjoner av metylkloroform og karbontetraklorid. På grunn av at disse substansene bruker lang tid på stige oppover i atmosfæren, vil maksimum ozonødeleggelse i *stratosfæren* kunne forventes rundt århundreskiftet, hvoretter den forventes å flate ut og gradvis avta. Selv om internasjonale avtaler skulle overholdes til punkt og prikke, forventes ikke ozonlaget fullt gjenoppbygget (til situasjonen før 1980) før midten av neste århundre (figur 3.5), og fram til da vil vi nok hvert år om våren få ozonhull over Antarktis.

### 3.5. Produksjon og utslipp

#### **KFK-gasser**

Årlig global produksjon av KFK og lignende forbindelser for 1980-94 er vist i tabell 3.2. Tabellen inneholder bare data som er innrapportert av de største produsentene i de industrialiserte landene. Produksjonen av KFK i ikke-industrialiserte land (hovedsakelig Kina og India) framgår ikke av tabell 3.2, og ettersom produksjonen i disse landene ikke har gått særlig ned,

**Tabell 3.2 Global årlig produksjon av KFK, HKFK og én HFK, 1980 – 95**

| År |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
|----|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
|    |  |  |  |  |  |  |  |  |  |

1000 tonn

**Kilde:** AFEAS 1997

øker disse landenes relative bidrag.

Den globale produksjon av KFK i 1995 var bare 10-20 % av maksimumsverdien. Figur 3.6 viser hvordan produksjonen har gått ned i EU. KFK framstilles fremdeles i EU og andre industriland for vesentlige formål, hovedsakelig innen medisin. I henhold til Montreal-protokollen har utviklingslandene lov til å bruke KFK til år 2010, og deltakerlandene har avtalt at 10 % av produksjonen i industrilandene kan brukes til å dekke grunnleggende behov i utviklingslandene.

Årlige globale utslipp av de viktigste KFK (og HKFK) er grafisk framstilt i figur 3.7 og figur 3.8. Utslippene av KFK-11 og KFK-12 begynte å gå ned i 1974 etter at bruken av disse gassene som drivgass i spraybokser ble redusert. Denne utfasingen ble igangsatt ut fra bekymringer næret av publikasjoner tidlig på 1970-tallet som hevdet at KFK kunne ødelegge ozonlaget. Utslippene steg igjen tidlig på 1980-tallet, hovedsakelig som følge av annen bruk, som i produksjon av skumplast og som kuldemedier, for så å falle igjen etter 1987 som et resultat av Montreal-protokollen.

#### **Erstatningsstoffer**

Begrensningene i produksjonen av KFK ga støtet til å benytte HKFK og hydrofluorkarboner (HFK) som erstatningsstoffer. HKFK inneholder klor og kan påvirke ozonlaget, men i mye mindre grad enn KFK-gassene de erstatter. HFK ødelegger ikke ozon (men er klimagasser og er med i «kurven» av klimagasser fastsatt i Kyoto-protokollen under FNs konvensjon om klimaendringer (UNFCCC), se punkt 2.6.1). Produksjonen av HKFK reguleres av Montreal-protokollen, og bruken skal totalt opphøre i år 2030 (2015 i EU). Utviklingslandene må stabilisere sitt forbruk av HKFK i 2016 på samme nivå som i 2015 og fase HKFK-gassene helt ut innen 2040. Tabell 3.2 og figurer 3.7 og 3.8 viser at global produksjon og utslipp av HKFK-22 fortsatt øker, mens produksjon og utslipp av andre HKFK og HFK-134a har i de senere år økt raskt.

#### **Metylbromid**

Metylbromid kan også bryte ned ozon i stratosfæren. Globale utslipp og lagringssteder for metylobromid er ikke tilstrekkelig kartlagt. Menneskeskapte utslipp kommer fra landbruket (hovedsakelig i forbindelse med jordgassing) med 31 % av totale utslipp, brenning av biomasse (22 %) og tilsetninger i bensin (7 %), med mindre bidrag fra kilder som gassing av bygninger og containere (3 %) og industrien (2 %). Den største naturlige kilden er havet (35 %), men havet virker også som et stort sluk, slik at havets rolle i det globale metylobromidregnskapet er vanskelig å vurdere (SORG 1996). Andre sluk er forbundet med oksidering i atmosfæren og opptak i jord.

**Figur 3.6 EUs produksjon av noen sentrale ozonnedbrytende stoffer, 1986-1996**

|                             |
|-----------------------------|
| Halon<br>1,1,1 triklorethan |
|-----------------------------|

Kilde: Europakommisjonen, Generaldirektorat XI

**Figur 3.7 Globale utslipp av de viktigste ozonnedbrytende stoffene, 1930-1995**

|  |
|--|
|  |
|--|

Kilde: AFEAS 1997

Konsentrasjonen av metylbromid i atmosfæren er ikke nevneverdig endret i løpet av de siste tiårene. Metylbromid både fra naturlige og menneskeskapte kilder bidrar med ca. 14 % av total effektiv konsentrasjon av klor/brom i stratosfæren. Den stabile konsentrasjonen av metylbromid betyr at kilder og sluk er i balanse, men de kjente kilder og sluk stemmer ikke overens. Det er flere kjente sluk enn kilder, noe som tilsier at det må være minst en stor ukjent kilde som kan være enten naturlig eller menneskeskapt.

Den eneste viktige bruken av metylbromid som kan påvirkes av kontrolltiltak er jordgassing i landbruket. Med utgangspunkt i det ubalanserte regnskapet for metylbromid har man beregnet at slike kontrolltiltak kan påvirke mellom 16 % og 28 % av de totale utslippene (SORG, 1996).

### 3.6. Andre kilder til svekkelse av ozonlaget

Det finnes en rekke andre menneskeskapte og naturlige kilder som kan true ozonlaget (SORG 1996):

- Det forventes at utslipp av nitrogenoksider, vanndamp, svoveldioksid og sot fra flyeksos vil ha innvirkning på ozonlaget. Nitrogenoksider fra fly kan allerede ha ført til en økning på flere prosent i ozonkonsentrasjonene i den øvre troposfære, med de høyeste verdiene i den nordatlantiske luftkorridoren. Modellsimuleringer antyder imidlertid at en ny flåte overlydsfly som opererer i den nedre stratosfære, kan redusere stratosfærisk ozon. Større konsentrasjoner av vanndamp og salpetersyre som følge av utslipp fra luftfarten vil øke sannsynligheten for dannelsen av polare stratosfæriske skyer, og dermed for ytterligere reduksjon av ozonlaget (Peter m.fl. 1991).
- Temperaturene i stratosfæren kan synke flere grader som følge av globale klimaendringer. Dette kan i neste runde føre til større skydannelse i den polare stratosfære, og dermed ytterligere svekkelse av ozonlaget i polområdene, eventuelt også på høyere breddegrader.
- Høyere konsentrasjoner av klimagasser kan forårsake endringer i de stratosfæriske strømningsmønstrene, som igjen kan føre til tynnere ozonlag i polarområdene.
- Store vulkanutbrudd kan føre til en midlertidig svekkelse av ozonlaget på grunn av aerosolpartiklene som dannes ved utslipp av svoveldioksid.

### 3.7. Montreal-protokollen og oppfølgende tiltak

Den dramatiske oppdagelsen av ozonhullet over Antarktis i 1985 vekket det internasjonale samfunn til mottiltak for å forhindre ytterligere omfattende nedbryting av

---

**Figur 3.8 Globale utslipp av HKFK-142b, HKFK-141b og HFK-134a,**

---

|                          |
|--------------------------|
| 1000 tonn<br>HKFK<br>HFK |
|--------------------------|

Kilde: AFEAS 1997

---

**Figur 3.9 Overhyppighet av hudkreft hos befolkningen i Nordvest-Europa**

---

|   |
|---|
| tilfeller per millioner innbyggere per år<br><ingen tiltak>-scenario<br>Montreal-protokollen<br>København-tillegget |
|---|

Kilde: Slaper m.fl. 1996.



ozonlaget i stratosfæren. Konvensjonen om beskyttelse av ozonlaget ble undertegnet i Wien senere samme år. I september 1987 tiltrådte 47 land Montreal-protokollen om stoffer som svekker ozonlaget, med krav om at verdens forbruk av spesifiserte KFK-gasser og haloner skulle stabiliseres og det totale forbruket av KFK-gasser reduseres med 50 % innen år 2000 i forhold til basisåret 1986.

Til nå har 162 parter ratifisert Montreal-protokollen. Kravene i protokollen ble innskjerpet i London i 1990 og i København i 1992, og den ble utvidet til å dekke også andre ozonnedbrytende substanser. I 1995 i Wien og i 1997 i Montreal ble en rekke nye målsetninger avtalt. Tidsplaner for utfasing av de ulike gruppene av ozonnedbrytende stoffer er vist i tabell 3.3.

Innen august 1997 hadde 72 parter ratifisert København-tillegget og 165 parter hadde ratifisert Wien-konvensjonen. Håndhevelse av Montreal-protokollen med endringer har ført til en stor nedgang i produksjon og utslipp av ozonnedbrytende stoffer, og i den senere tid har vi sett at konsentrasjonene i troposfæren av disse gassene ikke lenger øker så raskt, og i noen tilfeller faktisk går ned. Det kan være betydelige forsinkelser mellom produksjon og utslipp, alt avhengig av hva stoffene skal brukes til og levetiden til utstyret de blir brukt i, og fra de slippes ut til de når stratosfæren. Som ventet kan man ennå ikke se noen positiv virkning av reduksjonene på selve ozonlaget eller i mengden UV-B-stråling.

Figur 3.9 viser estimert forventet overhyppighet av hudkreft dersom ingen internasjonale tiltak iverksettes for å redusere utslippene av ozonnedbrytende stoffer. Uten mottiltak kunne totalt antall hudkrefttilfeller blitt firedoblet innen år 2100, og fordoblet dersom bare den opprinnelige Montreal-protokollen var blitt gjennomført. Under forutsetning av at de tiltak som nå gjelder til fulle blir gjennomført, burde ozonkonsentrasjonen i stratosfæren nå et minimum omkring år 2000, men på grunn av de ulike forsinkelser i prosessen forventes ikke overhyppigheten av hudkreft å gå ned før omkring år 2060.

Situasjonen kunne ytterligere forbedres med raskere utfasing av HKFK-gasser og metylbromid, spesielt i utviklingsland, og med en sikker metode for destruksjon av KFK og haloner i sluk og andre reservoarer (f.eks. gamle kjøleskap og brannslukningsapparater).

**Tabell 3.3** Utfasingsdatoer for ozonnedbrytende stoffer i industrilandene

| Stoff  | År   | Montreal-protokollen   |
|--|------|--|
| Haloner  | 1994 | 100 % utfasing av produksjonen   |
| KFK, CCl <sub>4</sub> , CH <sub>3</sub> CCl <sub>3</sub> | 1996 | 100 % utfasing (utfasing av KFK og CCl <sub>4</sub> innen 1995 i EU)   |
| HBFK   | 1996 | 100 % utfasing   |
| HKFK   | 1996 | stabilisering av beregnet forbruk på 2,8 % av KFK-forbruket i 1989 pluss totalt HKFK-forbruk i 1989 (beregnet til 2,6 % av KFK-forbruket i EU) |
|  | 2020 | utfasing med 0,5 % etterslep til 2030 for service på eksisterende utstyr (utfasing innen 2015 i EU)  |
| CH <sub>3</sub> Br                                       | 1995 | stabilisering av produksjon og forbruk på 1991-nivå  |
|  | 1999 | 25 % reduksjon fra målet ovenfor (25 % reduksjon innen 1998 i EU)  |
|  | 2001 | 50 % reduksjon   |
|  | 2005 | utfasing, med mulige unntak for kritiske anvendelser i jordbruket  |

**Merknad:** Utfasingsplanen for metylbromid er oppdatert i henhold til de siste avtalene som ble inngått i Montreal i 1997.

**Kilde:** SORG 1996

Videre blir det nødvendig med effektive tiltak for å begrense brudd på internasjonale avtaler (f.eks. ved smugling), kontinuerlig overvåking av ozonnedbrytende stoffer i troposfæren for å kontrollere at de vedtatte protokollene blir respektert, og endelig må man overvåke ozonlaget og mengden UV-stråling for å kunne bekrefte at tiltakene har den ønskede virkning.

### **Referanser**

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

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

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

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

Cunnold D.M., R.F. Weiss, R.G. Prinn, D. Hartley, P.G. Simmonds, P.J. Fraser B. Miller, F.N. Alyea, L. Porter (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.* vol. 102, s. 1259-1269.

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

Isaksen, I., P. von der Gathen, G. Braathen, M. Chipperfield, F. Goutail, N.R.P. Harris, R. Müller og M. Rex (1997). Ozone loss, kap. 5 i *European research in the stratosphere*. EASOEs og SESAMEs bidrag til dagens kjennskap til ozonlaget. CEC, 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*, vol. 73, s. 883-889.

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

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

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

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

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

Müller R., P.J. Crutzen., J-U. Groß, C. Brühl, J.M. Russel III, H. Gernandt, D.S. McKenna og A. Tuck (1997). Severe chemical ozone loss in the Arctic during the winter of 1995-96. I *Nature*, vol. 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 tilgjengelig på Internett: <http://cops.wwb.noaa.gov/products/stratosphere/winterbulletins/nh95-96/>

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

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

- Peter, T., C. Brühl og P.J. Crutzen (1991). Increase in the PSC-formation probability caused by high-flying aircraft. I *Geophys. Res. Lett.*, vol. 18, s. 1465-1468, 1991.
- Prinn, R.G., R.F. Weiss, B.R. Miller, J. Huang, F.N. Alyea, D.M. Cunnold, P.J. Fraser, D.E. Hartley og P.G. Simmonds (1995). Atmospheric trends and lifetime of CH<sub>3</sub>CCl<sub>3</sub> and global OH concentrations. I *Science*, vol. 269, s. 187-192.
- Pyle, J.A., M.P. Chipperfield, I. Kilbane-Dawe, A.M. Lee, R.M. Stimpfle, D. Kohn, W. Renger, J.W. Walters (1995). Tidlige modelleringsresultater fra SESAME- og ASHOE-kampanjene. I *Faraday Discuss.*, Royal Soc. of Chem., vol. 100, s. 371-387.
- Rex, M., N.R.P. Harris, P. von der Gathen, R. Lehmann, G.O. Braathen, E. Reimer, A. Beck, M.P. Chipperfield, R. Alfier, M. Allaart, F. O'Connor, H. Dier, V. Dorokhov, H. Fast, M. Gil, E. Kyrö, Z. Litynska, I.S. Mikkelsen, Molyneux, H. Nakane, J. Notholt, M. Rummukainen, P. Viatte, J. Wenger, (1997). Prolonged stratospheric ozone loss in the 1995-96 Arctic winter. I *Nature*, vol. 389, s. 835-838.
- Slaper, H., G.J.M. Velders, J.S. Daniel, F.R. de Gruijl, J.C. van der Leun, (1996). Estimates of ozone depletion and skin cancer incidence to examine the Vienna Protocol achievements. I *Nature*, vol. 384, s. 256-258.
- Slaper, H., G.J.M. Velders, J. Matthijsen (1997). *Ozone depletion and skin cancer incidence: a source-risk approach*, s. 73-76, Artikkelseie. Red.: B.J.M. Ale, M.P.M. Janssen og M.J.M. Pruppers. RISK97, Internasjonalt konferanse «Mapping Environmental Risks and Risk Comparison».
- Smith, R.C, B.B. Prezelin, K.S. Baker, R.R. Bidigare, N.P. Boucher T.Coley, D. Karentz, S. MacIntyre, H.A. Matlick, D. Menzies, M. Ondrusek, Z. Wan, K.J. Waters (1992). Ozone depletion: Ultraviolet radiation and phytoplankton biology in Antarctic waters. I *Science*, vol. 255, s. 952-959.
- SORG (1996). Stratospheric ozone 1996. United Kingdom Stratospheric Ozone Review Group. Sjette rapport. DoE-ref.nr. 96DPL0021. HMSO, London. Rapporten er også tilgjengelig på Internett: <http://www.ozone-sec.ch.cam.ac.uk/eorcu/>
- UNEP (1995). Environmental effects of ozone depletion, 1994 assessment. I *Ambio*, vol. 3, s. 138-196.
- von der Gathen, P., M. Rex, N.R.P. Harris, D. Lucic, B.M. Knudsen, G.O. Braathen, H. De Backer, R. Fabian, H. Fast, M. Gil, E. Kyrö, I. St. Mikkelsen, M. Rummukainen, J. Stähelin, C. Varotsos (1995). Observational evidence for chemical ozone depletion over the Arctic in winter 1991-92. I *Nature*, vol. 315, s. 131-134.
- Zurek, R.W., G.L. Manney, A.J. Miller, M.E. Gelman og R.M. Nagatani, (1996). Interannual variability of the north polar vortex in the lower stratosphere during the UARS mission. I *Geophys Res. Lett.*, vol. 23, s. 289-292.

## 4. Forsuring

### Hovedresultater

Effektene av sur avrenning som skyldes utslipp av svoveldioksid, nitrogenoksider og ammoniakk i vann og vassdrag, har gått noe ned etter *Dobris*-rapporten, og mange steder har den virvelløse fauna delvis kommet tilbake. Vitaliteten går fremdeles ned i mange skoger, men selv om dette ikke nødvendigvis skyldes forsuring, kan de langsiktige virkningene av sure avsetninger på jordbunnen spille en rolle. I sårbare områder fører forsuring til økt mobilitet av aluminium og tungmetaller som i sin tid forurenses grunnvannet.

Avsetningen av forurensende stoffer er redusert siden 1985. Tålegrensene (de maksimale grenser for at avsetningene ikke skal gi langsiktige skadevirkninger) overskrides imidlertid fremdeles i rundt 10 % av Europas landareal, hovedsakelig i Nord- og Sentral-Europa.

Utslippene av svoveldioksid i Europa er halvert fra 1980 til 1995. Samlede nitrogenutslipp (nitrogenoksider pluss ammoniakk), som var noenlunde konstant mellom 1980 og 1990, ble redusert med ca. 15 % mellom 1990 og 1995, med de største reduksjonene i Sentral- og Øst-Europa og i de nye, uavhengige statene i Europa.

Transportsektoren er blitt den største kilden til utslipp av nitrogenoksider idet den i 1995 bidro med 60 % av de samlede utslippene. Mellom 1980 og 1994 økte godstransporten på veiene med 54 %, og mellom 1985 og 1995 økte passasjertransporten på veiene med 46 % og med fly med 67 %.

I Vest-Europa har innføringen av avgasskatalysatorer resultert i reduserte utslipp fra transportsektoren. Imidlertid vises virkningen av slike tiltak forholdsvis sent på grunn av lav utskiftningstakt for bilparken. Ytterligere reduksjoner vil sannsynligvis forutsette tiltak i form av avgifter på drivstoff og kjøretøyer.

Sentral- og Øst-Europa og de nye, uavhengige statene i Europa har et betydelig vekstpotensial for privat transport, men også et stort potensial for energieffektivisering i transportsektoren.

Politiske tiltak for å bekjempe forsuring har bare vært delvis vellykket:

- Målsetningen i NO<sub>x</sub>-protokollen til Konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning (CLTRAP) om å stabilisere utslippene på 1987-nivå innen 1994, ble nådd for Europa sett under ett, men ikke av alle de 21 konvensjonspartene. Enkelte konvensjonsparter, samt noen land som ikke har tiltrådt konvensjonen, oppnådde imidlertid betydelige reduksjoner.
- Europakommisjonens femte handlingsplan for miljø (5EAP) tok sikte på 30 % reduksjon av nitrogenoksidutslippene fra 1990 til 2000. I 1995 var reduksjonen bare 8 %, og det ser ikke ut til at målet for 2000 vil bli nådd.

En protokoll om NO<sub>x</sub> og relaterte stoffer forventes å være klar i 1999. Målet er å fastsette ytterligere nasjonale tak for utslipp av forsurende stoffer og flyktige organiske forbindelser unntatt metan (NMVOC) på et kostnadseffektivt grunnlag.

- Målet for den første CLRTAP-protokollen om *svovel* om å redusere utslippene i 1993 med 30 % sammenlignet med 1980, ble oppnådd av alle 21 parter i protokollen samt av fem ikke-parter. Imidlertid var det flere europeiske land (f.eks. Portugal og Hellas) som ikke reduserte svovelutslippene i samme grad i denne perioden. Om det foreløpige målet i den andre svovelprotokollen vil bli nådd innen år 2000 er mer usikkert, og ytterligere tiltak er nødvendig for å oppnå det langsiktige målet om ingen overskridelse av tålegrensene.

- **Målet i SEAP om å redusere SO<sub>2</sub>-utslippene med 35 % innen år 2000 i forhold til 1985-nivået, ble oppnådd for EU sett under ett i 1995 (40 % samlet reduksjon) og av de fleste medlemsstatene.**

**Ytterligere tiltak for å nå den andre CLTRAP-svovelprotokollens langsiktige mål blir nå utarbeidet i EU, som en oppfølger til SEAP, med blant annet en reduksjon av svovelinnholdet i petroleumsprodukter, reduksjon i utslippene fra store forbrenningsanlegg og fastsettelse av grenser for utslipp fra tungtransport. Et foreløpig mål i EUs strategi mot forsuring som nå blir drøftet, er 55 % reduksjon i utslippene av nitrogenoksider mellom 1990 og 2010. Dersom dette målet skal nås, må det særlig fokuseres på utslippene fra transportsektoren**

#### 4.1. Innledning

Sur avsetning, hovedsakelig fra menneskeskapt utslipp av tre forurensende gasser, svoveldioksid (SO<sub>2</sub>), nitrogenoksider (NO<sub>x</sub>) og ammoniakk (NH<sub>3</sub>), skader sårbare ferskvannssystemer, skoger, jordsmonn og naturlige økosystemer i store deler av Europa. Konsekvensene viser seg på en rekke måter, inkludert tap av løvverk og redusert vitalitet for trær, nedgang i fiskebestander, redusert mangfold av andre akvatiske dyr i utsatte vann, elver og bekker, samt endringer i jordbunnens kjemi. Viktige deler av Europas kulturarv som kalksteins- og marmorbygninger, monumenter og glassmalerier, blir også påført alvorlige skader. Avsetning av nitrogenforbindelser gir også eutrofiering i økosystemer både på land og i havet. Forsuringens virkning i innsjøer og vann har minket etter *Dobbris*-rapporten, hovedsakelig på grunn av reduserte svovelutslipp. Forsuring av jordbunnen vil imidlertid fortsette så lenge tålegrensene overskrides, og det skjer fortsatt i store deler av Europa.

Det meste av SO<sub>2</sub>- og NO<sub>x</sub>-utslippene kommer fra forbrenning av kull og rester av fyringsolje, særlig fra kraftverk som produserer elektrisitet, varme til boligformål og bygninger i handels- og tjeneste- og industrisektorene, og fra transportmidler som bruker diesel og bensin, inkludert skip og fly.

##### **Boks 4.1: Transport og avsetning av sure forbindelser**

Utslipp av SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og NH<sub>3</sub> til atmosfæren kommer direkte tilbake til overflaten som tørravsetninger på vegetasjonen og andre overflater eller som våtavsetning sammen med regn, snø, hagl og dogg, eller indirekte i tørr eller våt form etter kjemiske endringer. SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> kan oksideres til svovelsyre og salpetersyre, enten i atmosfæren eller etter avsetning. NH<sub>3</sub> kan reagere med svovel- og salpetersyrer og danne partikler av ammoniumsulfat og ammoniumnitrat.

Hvor lenge de forurensende gassene og partiklene befinner seg i atmosfæren er avhengig av den meteorologiske og kjemiske situasjonen. Svovelforbindelser blir for det meste avsatt innen to til fire dager etter utslipp. Nitrogenoksider forblir i atmosfæren noe lenger, men de omdannes forholdsvis raskt til salpetersyre, og salpetersyren forsvinner raskt fra atmosfæren. Ammoniakk blir også raskt avsatt, men ikke når den forekommer i forbindelse med svovel- eller salpetersyre som ammoniumsulfat og ammoniumnitrat. Disse kjemiske reaksjonene er spesielt viktige for langtransporterte svovel- og nitrogenforbindelser, som kan føres med vinden over avstander på flere tusen kilometer.

De største avsetningene av svovel finner sted i områdene som har de største utslippene, og er stort sett i form av tørravsetninger av svoveldioksid. Svovelavsetningen er også relativt høy i områder med mye nedbør, for eksempel i kyst- og fjellstrøk. Man finner lignende avsetningsmønstre for oksidert nitrogen (som opprinnelig kommer fra NO<sub>x</sub>-utslipp), selv om relativt små mengder (sammenlignet med svovel) blir avsatt nær utslippskilden. Oksidert nitrogen blir transportert over lange avstander, og ettersom NO<sub>x</sub> er en viktig ozonforløper, bidrar dette til ozonproblemet i troposfæren (kapittel 5).

Avsetningsmønsteret for reduserte nitrogenforbindelser (de som opprinnelig kommer fra ammoniakkutslipp) er i større grad enn svovel preget av stor avsetning nær kildene. Det er derfor mindre langtransport av ammonium enn av svovel- og nitrogenoksider. I Frankrike for eksempel, kommer 33 % av svovelavsetningen og 62 % av total nitrogenavsetning fra innenlandske kilder, 30 % av svovelen og 15 % av alt nitrogenet kommer fra nabolandene Tyskland, Spania og Storbritannia, og henholdsvis 37 % og 23 % fra andre steder.

Det meste av data og informasjon om sur nedbør, konsentrasjoner, langtransport og grenseoverskridende strømmer av forurensende luftforurensende stoffer er hentet fra European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP), etablert i Genève i 1979 i forbindelse med FNs ECE-konvensjon om langtransporterte grenseoverskridende luftforurensninger (LRTAP). EMEP-området er vist i kart 4.1.

Utslipp av  $\text{NH}_3$  kommer for det meste fra produksjon og spredning av husdyrgjødsel.

Etter at de er sluppet ut i atmosfæren, sprer de forsurende gassene seg og kan bli værende i luften i flere dager mens de blir fraktet over lange avstander med vinden og kan dermed få skadevirkninger langt fra kilden. Boks 4.1 inneholder et sammendrag av de prosesser som er involvert når forsurende utslipp kommer tilbake til jordoverflaten og fører til forsuring av jord og vann, og i boks 4.2 finner vi definisjonen på tålegrense.

Forsuring er et grenseoverskridende problem som krever en kombinasjon av nasjonale og internasjonale tiltak, som for eksempel incitamentter som oppmuntrer til økt bruk av renere brensel og dermed lavere utslipp, spesielt for transportmidler og kull- og oljefyre kraftverk.

## 4.2. Virkninger

### *Skog og jordbunn*

I undersøkelser som har pågått siden 1986 (Becher m.fl. 1996, Lorenz m.fl. 1997) har man rapportert omfattende skader på trær i form av løvfall og misfarging, spesielt i Sentral-Europa. Skadene er imidlertid ikke nødvendigvis forbundet med forsuring. Andre miljøbelastninger som tørke, vindstress og frostskaade, samt normal aldring av en trebestand, vil også gi løvfall og redusert vitalitet. I Skandinavia er det observert redusert nålevekst på gran med stigende høyde over havet på grunn av hardt klima og lange vintre. I noen områder ser man klart virkningene av tørke, for eksempel i Spania som hadde alvorlige tørkeperioder i tidsrommet 1990-1993. Andre forurensningsbelastninger som ozonangrep og sporadisk høye konsentrasjoner av svoveldioksid kan også være aktuelle faktorer i den forbindelse. Man kan derfor ikke uten videre etablere en forbindelse mellom sur nedbør som overstiger tålegrensene (boks 4.2) og observert reduksjon av løv og barnåler, selv i områder hvor jordbunnens syrenøytraliserende kapasitet sannsynligvis vil ha stor innvirkning på skogens tilvekst og aldring. Til tross for utslippsreduksjonene viser resultatene fra overvåkingen en generell forverring av løvfallet. Dette kan delvis skyldes at de overvåkte bestandene blir eldre. Forsuring av jordbunnen er imidlertid en langsom prosess og vil fortsette, muligens med langsiktige virkninger i områder hvor tålegrensene er overskredet.

#### **Boks 4.2: Tålegrenser**

En tålegrense er definert som «den høyeste avsetningen av forsurende stoffer som ikke vil forårsake kjemiske endringer som medfører langsiktige skader på økosystemets struktur og funksjon» (Gregor m.fl. 1996). Tålegrenser er beregnet for Europa på et  $50 \times 50 \text{ km}^2$  rutenett (Posch m.fl. 1997) som kan sammenlignes med registrerte eller modellerte avsetningsrater. Kriteriene for å beregne tålegrensene er ikke allment akseptert, og eksperimenter viser at vanlige treslag kanskje ikke er spesielt følsomme overfor visse kjemiske endringer i jordbunnen. På den annen side er det bred enighet om at sur nedbør som overskrider tålegrensene reduserer tilførselen av næringsstoffer til plantene og påvirker trærers vekst og vitalitet. Overskridelse av tålegrensene er den eneste målestokken som finnes på europeisk plan for slik forringelse.

Begrepet tålegrenser, først og fremst benyttet i forbindelse med virkninger på skog og jordbunn, kan også benyttes på vann og vassdrag der tålegrensene baseres på skaden påført utvalgte organismer og bestander (fisk og virvelløse dyr) som er følsomme for endringer i vannets kjemi som følge av sur avsetning.

Tålegrenser er beregnet for svovel, forsurende nitrogen og eutrofierende nitrogen. Den eutrofierende virkningen av nitrogen er forbundet med økt utvasking av nitrogen til grunnvann, elver og innsjøer og endringer i økosystemet i skogen. Tålegrensene på nasjonalt plan i Europa er beregnet ut fra data rapportert til Co-ordinating Centre for Effects (CCE), der tallmaterialet blir bearbejdet og samlet i databaser og på kart. De aller siste verdiene finnes i Posch m.fl. 1997. I sitt arbeid med strategier for utslippsreduksjoner benytter UNECE en såkalt 5-prosentil betinget tålegrense for EMEP-rutenettet med  $150 \times 150 \text{ km}$  ruter. Bruken av 5-prosentilen betyr at 5 % av området i et rutenett over de mest sårbare økosystemene forblir ubeskyttet. Etersom forsuring er forårsaket av avsetning av både svovel og nitrogen, er mengden svovel et økosystem kan tåle også avhengig av hvor mye nitrogen som blir avsatt, og omvendt. Dersom mengden nitrogenavsetninger er kjent (ut fra modellberegninger for eksempel), kan man beregne de *betingede* tålegrensene for svovel, som altså kan variere fra år til år dersom nitrogenavsetningene varierer. På samme måte kan man beregne betingede tålegrenser for nitrogen når svovelavsetningene er kjent. De betingede tålegrensene vil være lavere enn (eller teoretisk lik) tålegrensene beregnet bare på grunnlag av svovelavsetninger. Overskridelse registreres hver gang en avsetning som overskrider en tålegrense blir observert eller beregnet. Beregnede overskridelser er behandlet i punkt 4.4.2.

Å basere utslippsreduksjoner på gjennomsnittlige overskridelser i et stort område oppdelt i ruter på  $150 \times 150 \text{ km}$ , er sterkt begrenset av at lokale avsetninger innenfor det store rutenettet kan variere betydelig slik at overskridelsene i lokale økosystemer

kan være svært forskjellige fra de som baseres på beregninger av gjennomsnittlige avsetninger.



### Vann og vassdrag

Flere tusen innsjøer i Europa, hovedsakelig i de nordlige områdene, er blitt kraftig berørt av sur nedbør. Akvatiske organismer kan påvirkes direkte på grunn av forgiftning, eller indirekte fordi syrefølsomme byttedyr eller planteføde forsvinner som følge av kompliserte endringer i vannkjemien forårsaket av økt surhet. I mange tilfeller har hele fiskebestander forsvunnet (Hesthagen m.fl. 1995).

Sammenligning av data for 1980-årene og 1990-årene viser at reduserte svovelavsetninger medfører forbedringer i vannets kjemi og delvis gjenoppbygging av den virvelløse faunaen mange steder (Lükewille m.fl. 1997). På regionalt plan finner man at svovelkonsentrasjonene går ned nesten alle steder, og nesten over alt er nedgangen på 1990-tallet større enn på 1980-tallet (figur 4.1). Et unntak er Storbritannia, hvor man fortsatt finner få tegn til reduserte svovelkonsentrasjoner til tross for reduserte svovelavsetninger.

Endringene i svovelkonsentrasjonene forårsaker også forandringer i konsentrasjonen av andre kjemiske komponenter i vannet. I de nordiske landene (Finland, Sverige og Norge) minket alkaliteten i 1980-årene (surhetsgraden økte), for så å stige igjen i 1990-årene (bedring). Mange steder i Europa (Italia, Tyskland, Nederland, Danmark) steg alkaliteten i 1980-årene, en utvikling som ble forsterket i 1990-årene. Igjen er det lite som tyder på at alkaliteten i ferskvann i Storbritannia økte i samme periode.

Figur 4.2 viser prosenten av innsjøer i ulike land som har svovelkonsentrasjoner over tålegrensene. Det høye tallet for Norge skyldes en kombinasjon av høye svovelavsetninger og meget lave tålegrenser, spesielt i sør. Til tross for relativt høye tålegrenser er tallet for Wales også høyt, på grunn av høye avsetningsnivåer. Avsetningene i Kola-regionen i Russland kommer hovedsakelig fra lokale smelteverk. Tallene for Finland og Sverige innebærer at tålegrensene ble overskredet i rundt 3 000 finske og 6 000 svenske innsjøer.

### Andre virkninger

Nesten all skade av forsurende forbindelser på materialer er forårsaket av svoveldioksid i gassform i områder med høye konsentrasjoner av svoveldioksid. Innsparinger i form av redusert vedlikehold og utskifting av bygninger og konstruksjoner oppveier stort sett kostnadene forbundet med å redusere utslippene av svoveldioksid i Europa (Kucera og Fitz 1995). Det er også økende bekymring for helsefaren forbundet med svevestøv, særlig i byområder (se kapittel 12, punkt 12.2.2 og 12.3.2) hvor utslippene av forsurende svovel og nitrogen er en viktig kilde til svevestøv med partikkeldiameter mindre enn 2,5 mikrometer ( $PM_{2,5}$ ).

**Figur 4.1 Endringer i sulfat og alkalitet i overflatevann, 1980- og 1990-årene**

Årlige endringer i sulfat i overflatevann i 1980- og 1990-årene i ulike regioner av Europa sulfat  
Sentral-Europa  
Nordiske land

**Merknad:** Negative verdier viser til redusert sulfat eller alkalitet, mens positive verdier viser til en økning. Søylens lengde representerer omfanget av endringen. Kilde: Lükewille m.fl. (1997).

**Figur 4.2 Prosent av innsjøer hvor tålegrensen for svovel (S) er overskredet, høsten 1995**

Norge  
Wales  
Kola (Russland)  
Finland  
Sverige  
Danmark  
Karelen (Russland)  
Skottland  
prosent av alle innsjøer

**Merknad:** Tallene for Danmark og Karelen er usikre fordi så få innsjøer er blitt undersøkt.

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

**Figur 4.3 Konsentrasjoner av svovelpartikler i luften i landdistrikter**

|                             |
|-----------------------------|
| Ispra, Italia               |
| Jarczew, Polen              |
| Suwalki, Polen              |
| Keldsnor, Danmark           |
| Tange, Danmark              |
| Birkenes, Norge             |
| High Muffles, Storbritannia |
| Eskdalemuir, Storbritannia  |

**Merknad:** forskjeller i vertikalskala**Kilde:** EMEP/CCC

Svevestøv av sulfat og ammoniumnitrat kan redusere sikten og virke som kondenseringskjerner for tåke og skyer. Svevestøv av sulfat kan til en viss grad forhindre global oppvarming forårsaket av klimagasser på regionalt plan (se kapittel 2, punkt 2.3).

### 4.3. Trender i målte konsentrasjoner i luften

Den rapporterte nedgangen i virkningen av sur avsetning i Europa stammer fra reduserte utslipp av svoveldioksid over de siste 15 år, og den tilsvarende nedgangen i konsentrasjonene av svoveldioksid og sulfataerosoler i luften og surhet i nedbøren. Forbedringen er størst på steder i Vest- og Nord-Europa hvor det er gjennomført reduksjonstiltak på utslippskildene.

Konsentrasjonene av svoveldioksid er ofte sterkt påvirket av utslipp som ligger forholdsvis nær målestasjonene. Det er derfor vanskelig å tolke trendene i disse konsentrasjonene. Svovelsyre og sulfataerosoler har lengre levetid i atmosfæren enn svoveldioksid, og representerer derfor bedre utviklingen i større målestokk. En analyse av registreringene fra EMEPs målestasjoner i 1980-93 (figur 4.3) viser betydelige reduksjoner i konsentrasjonene av sulfatsvevestøv ved målestasjoner i Nord-Europa. Man finner en tilsvarende reduksjon i konsentrasjonen av sulfatsvevestøv i Ispra i Nord-Italia. De registrerte reduksjonene samsvarer stort sett med nedgangen i utslipp som begynte på midten av 1970-tallet i Vest-Europa og sent på 1980-tallet i Øst-Europa.

#### 4.4. Avsetning av forsurende stoffer

##### 4.4.1. Trender

Svovelutslippene i Europa økte jevnt fra 1880 (bare avbrutt av 2. verdenskrig) til et maksimum på 60 millioner tonn årlig i 1980, for deretter å falle raskt (figur 4.4) (Mylona 1996).

Som vist i figur 4.5 for en målestasjon i Sør-Norge og en i Sør-Polen, følger svovelavsetningene stort sett det samme mønsteret. Den polske målestasjonen er representativ for det såkalte «svarte triangel», området hvor den tyske, tsjekkiske og polske grensen møtes. Redusert avsetning ble registrert mye tidligere i Norge enn i Polen fordi utslippene i Nordvest-Europa gikk ned 10 til 15 år tidligere enn i Sentral- og Øst-Europa og i de nye uavhengige statene, særlig i det tidligere Øst-Tyskland, Den tsjekkiske republikk og Polen.

Utviklingen når det gjelder avsetningen av svovel, oksidert nitrogen og redusert nitrogen i ulike regioner mellom 1985 og 1995 er vist i figur 4.6. Regionene har ulike meteorologiske forhold og ligger i svært ulik avstand fra store utslippsområder (se kart 4.4 og 4.5). Avsetningsmønsteret samsvarer stort sett med endringene som har funnet sted i utslippene. Nedgangen i  $\text{NO}_x$ -utslippene i Vest-Europa i perioden har vært liten i og med at forbedringen som ny teknologi og reduserte utslipp fra industri og husholdninger har gitt, blir oppveid av økt bruk av motorkjøretøyer (se del 4.6).

I hele Europa får nitrogenavsetningene stadig større relativ betydning i forhold til svovelavsetningene.

Konsekvensene av svoveldioksidutslipp kan, rent prinsipielt, delvis nøytraliseres med avsetninger av alkaliske materialer som flygeaske og enkelte typer industristøv. Utslippene av slike materialer har sunket i flere tiår som følge av kontrolltiltak (Hedin m.fl. 1994), og mengdene som nå slippes ut er antagelig for små til å ha noen vesentlig nøytraliserende virkning (Semb m.fl. 1995). Tilførsel av alkalisk ørkenstøv kan imidlertid ha betydning i Sør- og Sørøst-Europa.

##### 4.4.2. Overskridelser av tålegrensene

Figur 4.7 viser endringene mellom 1985 og 1995 i den delen av det totale økosystemområdet i Europa hvor overskridelser er registrert. Mønsteret er i det store og hele sammenfallende med gjennomførte utslippsreduksjoner. De store forskjellene fra år til år kan tilskrives varierende meteorologiske forhold. Den nedadgående trenden for svovel er knyttet til reduserte  $\text{SO}_2$ -utslipp (figur 4.8). Dette har innvirkning på totalarealet for overskridelse av tålegrensen for forsurende nitrogen fordi den betingede tålegrensen for nitrogen er høyere når svovelavsetningene avtar. Totale utslipp av nitrogen ( $\text{NO}_x + \text{NH}_3$ ) endret seg imidlertid lite i perioden. Dette er illustrert av det nesten uendrede arealet for overskridelser av tålegrensen for eutrofierende nitrogen, som er uavhengig av svovelavsetningen. Kart 4.1 viser geografisk fordeling av overskridelsene av tålegrensene for svovel. De største overskridelsene er registrert i områder nær

---

**Figur 4.4 Svovelutslipp i Europa, 1880-1995**

---

millioner tonn

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

---

**Figur 4.5 Svovelavsetninger i Sør-Norge og Sør-Polen, 1880-1995**

---

Sør-Norge

Sør-Polen

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

---

**Kart 4.1 Overskridelse av 5-prosentil betingede tålegrenser for svovel, 1995**

---

Overskridelse av tålegrenser for svovel  
1:30 000 000  
mer enn 2000  
1000-2000  
Belastninger i ekv/ha i EMEP150-rutenettet  
områder uten overskridelser  
200-400  
40-200  
mindre enn 40

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

---

**Kart 4.2 Overskridelse av 5-prosentil betingede tålegrenser for forsurende nitrogen, 1995**

---

Overskridelse av tålegrenser for forsurende nitrogen

1:30 000 000

Belastninger i ekv/ha i EMEP150-rutenettet

mer enn 1000

400-1000

områder uten overskridelser

200-400

40-200

mindre enn 40

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

**Kart 4.3 Overskridelse av 5-prosentil betingede tålegrenser for eutrofierende nitrogen, 1995**

Overskridelse av tålegrenser for eutrofierende nitrogen

1:30 000 000

Belastninger i ekv/ha i EMEP150-rutenettet

mer enn 1000

400-1000

områder uten overskridelser

200-400

40-200

mindre enn 40

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

de viktigste utslippskildene i Sentral-Europa, den østlige delen av Storbritannia og noen få andre steder. I deler av Skandinavia, hvor utslippene er ganske beskjedne, er antallet overskridelser ganske stort på grunn av jordens lave syrenøytraliserende kapasitet (ANC). I Middelhavsområdet er jordbunnens kapasitet til å nøytralisere syre mye større, slik at tålegrensene også er høyere og det blir færre overskridelser. Kart 4.2 viser overskridelser av den betingede tålegrensen for forsurende nitrogen. Kart 4.3 viser overskridelser av tålegrensene for eutrofierende nitrogen.

## 4.5. Utslipp

### 4.5.1. *Trender 1980-95*

Tallmaterialet i denne delen inkluderer alle utslipp i EMEP-området slik de er registrert EMEPs utslippsdatabase (Olendrzynski 1997). Figur 8, 9 og 10 viser hvordan utslippene av SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og NH<sub>3</sub> endret seg mellom 1980 og 1995. Generelt sett er det en betydelig, jevn reduksjon i utslippene av SO<sub>2</sub> gjennom hele perioden og en generell men ikke fullt så rask nedgang i nitrogenutslippene siden omkring 1990. Totale utslipp av SO<sub>2</sub> gikk ned med rundt 50 % mellom 1980 og 1995 (figur 4.8). Nedgangen var klarest i Europas nye uavhengige stater og i EU, med henholdsvis 58 % og 57 %, mens nedgangen i Sentral- og Øst-Europa var rundt 40 %. Det meste av nedgangen i Sentral- og Øst-Europa fant sted etter 1990. For utslippene av NO<sub>x</sub> var nedgangen noe mindre, men det var tross alt en nedgang på 15 % i totale utslipp mellom 1990 og 1995 (8 % i EU, 29 % i Sentral- og Øst-Europa og 31 % i Europas nye uavhengige stater) (figur 4.9). Tallmaterialet for utslipp av NH<sub>3</sub> før 1990 er ikke fullstendig og er til dels usikkert, men mer pålitelige offisielle beregninger har vært tilgjengelige for hele Europa siden 1990. Fra 1990 til 1995 gikk totale utslipp av NH<sub>3</sub> i Europa ned med 15 % (9% i EU, 32 % i Sentral- og Øst-Europa og 17 % i de nye uavhengige statene) (figur 4.10).

### 4.5.2. *Utslipp etter sektor*

Figur 4.11 viser at svovelutslippene domineres av energisektoren, mens NO<sub>x</sub>-utslippene i hovedsak kommer fra transportsektoren og det meste av NH<sub>3</sub>-utslippene fra landbruket. Data vedrørende utviklingen over tid for utslippene fra de ulike sektorene er heller mangelfulle men tyder på en nedgang i industrisektorens andel av SO<sub>2</sub>-utslippene, en økning i energisektorens andel, og et skifte fra industri- til transportsektoren som kilde til NO<sub>x</sub>-utslippene. Landbruket er fortsatt den dominerende utslippskilden for NH<sub>3</sub>.

### 4.5.3. *Geografisk fordeling av utslipp*

Den geografiske fordelingen av svoveldioksidutslippene (som tonn med svovel per

**Figur 4.6** Årlig avsetning, 1985-1995

|  |
|--|
| Svovel<br>Sør-Polen<br>Benelux<br>Nord-Italia<br>Sør-Norge |
|--|

|   |
|---|
| Oksidert nitrogen<br>Benelux<br>Sør-Polen<br>Nord-Italia<br>Sør-Norge |
|---|

|   |
|---|
| Redusert nitrogen<br>Benelux<br>Nord-Italia<br>Sør-Polen<br>Sør-Norge |
|---|

**Kilde:** EMEP/MS-C-W

år) og nitrogenoksider og ammoniakk (som tonn nitrogen per år) i Europa i 1995 er vist på kart 4.4 og 4.5, basert på EMEPs utslippsdatabase for 50 x 50 km rutenettet (Olendrzynski 1997).

Svovelutslipp kommer i hovedsak fra Sentral-Europa, deler av Storbritannia, Spania, Italia, deler av Balkan, Ukraina og Russland. De 10 landene som slapp ut mest svovel i løpet av 1985-95 (i 1 000 tonn S per år) var Tyskland (2 612), Russland (2 248), Storbritannia (1 741), Polen (1 704), Ukraina (1 348), Spania (1 022), Bulgaria (943), Den tsjekkiske republikk (894), Italia (827) og Frankrike (623).

De 10 landene som slipper ut mest svovel er også hver for seg de største bidragsytere til avsetninger av svovel i egne land, fordi avsetningsraten av tørr SO<sub>2</sub> er størst nær utslippskilden. En rekke omkringliggende land (Østerrike, Belgia, Danmark, Luxemburg, Nederland, Norge, Sveits, Sverige, Hviterussland, Latvia og Litauen) mottar mer enn halvparten av den svovelen som avsettes innenfor deres grenser fra disse 10 landene. Dette mønsteret gjenspeiles også i overskridelser av tålegrensene (kart 4.1).

Mønsteret for nitrogenutslipp er jevnere enn for svovelutslipp. Dette er særlig uttalt i Nederland, Vest-Tyskland og sørlige deler av Storbritannia. Som nevnt i punkt 4.4.1 er nitrogenutslippene en stadig viktigere kilde til forurensning. I store deler av Frankrike, Spania, Italia, Skandinavia, landene i Sentral- og Øst-Europa og i de nye uavhengige statene, er nitrogenutslippene nå større enn svovelutslippene. De 10 landene som slipper ut mest totalnitrogen (NO<sub>x</sub> og NH<sub>3</sub>, i 1 000 tonn N per år) var Russland (1 610), Tyskland (1 486), Storbritannia (1 067), Frankrike (1 064), Italia (938), Ukraina (880), Polen (793), Spania (615), Romania (388) og Nederland (355).

I Bulgaria, Danmark, Frankrike, Tyskland, Irland, Italia, Nederland, Portugal, Romania, Spania, Tyrkia, Storbritannia og Ukraina, sto hvert land selv for over halvparten av de innenlandske nitrogenavsetningene. De øvrige landene fikk mer enn 50 % fra kilder utenfor egne grenser.

Sammenlignet med svovel er avsetningene av totalnitrogen noe mer lokale, men nitrogentransportens grenseoverskridende karakter er fremdeles meget tydelig (se boks 4.1). Forskjellene i transportavstander vises på kartene for overskridelser av tålegrenser (kart 4.1 og 4.2).

#### 4.6. Drivkrefter: transport

Det er særlig den kontinuerlige nedgangen i svoveldioksidutslipp som ligger til grunn for de framskrittene som er gjort i arbeidet med å få forurensningsproblemet under kontroll. Oppmerksomheten er nå i sterkere grad rettet mot transportsektoren, hvor miljøpolitikken ikke har holdt tritt med transportøkningen. Transportsektoren er den dominerende kilden til utslipp av nitrogenoksider. Transport er også en viktig kilde til andre luftforurensende stoffer, inkludert karbonmonoksid, karbondioksid, partikler og flyktige organiske forbindelser unntatt metan (NMVOC). Noen av de organiske forbindelsene er giftige - benzen og 1,3-butadien er de som skaper mest bekymring i øyeblikket. Veitransport slipper også ut polyaromatiske hydrokarboner og bly, der blyholdig bensin blir brukt.

Noen av faktorene som fører til økte utslipp av en rekke forurensende stoffer fra transportsektoren i Europa er:

- fortsatt økning i veitransporten på bekostning av jernbanetransport,
- økning i flyreiser, den hurtigst voksende transportformen i Europa,
- det store potensialet for fortsatt vekst i privattransport i Øst-Europa, som følger utviklingsmønsteret i Vest-Europa.



prosent av totalt landareal overvåket av EMEP  
forurende svovel  
forurende nitrogen  
eutrofierende nitrogen

**Merknad:** Estimerer over andelen av Europas totalareal med overskridelser av den betingede tålegrense (5- prosentil) for svovel og nitrogen, og tålegrensen (konstant) for eutrofierende nitrogen. Beregnet fra EMEP 150 x 150 km rutenett, basert på estimerer av prosenten av økosystemer som var berørt av overskridelse i hver rute i nettet (Posch 1997).

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

---

**Kart 4.4 Svovelutslipp i 1995, 50 km oppløsning (tonn S per år)**

---

over 50 000  
10 000 - 50 000  
1 000 - 5 000

Svovelutslipp

1: 30 000 000

Utslipp i tonn i EMEP50-rutenettet

500 – 1000

100 – 500

1 – 100

**Merknad:** Inkluderer utslipp fra skipsfart i Nordsjøen og Nordøst-Atlanteren (Lloyd's 1995). Det er lite data tilgjengelig for skipsfartens utslipp i Østersjøen og nesten ingen for Middelhavet og Svartehavet. Utslippene i disse områdene er for det meste undervurdert.

**Kilde:** EMEP

---

**Kart 4.5 Utslipp av nitrogenoksider og ammoniakk 1995, 50 km oppløsning (tonn N per år)**

---

|   |
|---|
| Mer enn 50 000                          |
| 10 000 - 50 000                         |
| 5 000 - 10 000                          |
| 1 000 - 5 000                           |
| Utslipp av nitrogenoksider og ammoniakk |
| 1 : 30 000 000                          |
| Utslipp i tonn i EMEP50-rutenettet      |
| 500 - 1 000                             |
| 100 - 500                               |
| 1 - 100                                 |

**Merknad:** Inkluderer utslipp fra skipsfarten i Nordsjøen og Nordøst-Atlanteren (Lloyd's 1995). Det er lite data tilgjengelig for skipsfartens utslipp i Østersjøen og nesten ingen for Middelhavet og Svartehavet. Utslippene i disse områdene er for det meste undervurdert.

**Kilde:** EMEP

#### 4.6.1. Bruk av transport

##### Godstransport

Godstransportens utvikling i Europa mellom 1985 og 1995 er vist i figur 4.12. Den vedvarende veksten i samlet godstransport i Vest-Europa domineres av økningen i veitransporten. Jernbanetransport gikk ned med 20 %, delvis på grunn av økonomisk omstrukturering i Øst-Tyskland. Bare 17 % av godstransporten skjer nå med jernbane.

Jernbanetransport er relativt viktigere i Sentral- og Øst-Europa og i de nye uavhengige statene enn i Vest-Europa, men er likevel i rask tilbakegang, også dette hovedsakelig på grunn av en økonomisk omstrukturering. Økningen i godstransport på vei siden 1993 tyder på at utviklingen her går i samme retning som i Vest-Europa.

Kart 4.6 viser veitransportens andel av godstrafikken i ulike land.

##### Persontransport

Persontransport i Europa fortsetter å øke. I EU gikk lufttransporten opp med 82 % og personbiltransporten med 46 % i de 10 årene før 1994, mens busstransporten økte med 15 % og jernbanens persontransport med bare 3 %. Også her finner man store forskjeller mellom transportmønstrene i Øst- og Vest-Europa (figur 4.13).

Bilparken er størst i land som Tyskland, Sveits, Østerrike og Italia, og gjenspeiler den høye velstanden i disse landene. Dette gir imidlertid en indikasjon på bilparkens vekstpotensial i de øvrige europeiske land.

I Sentral- og Øst-Europa går vekten nå fra offentlig til privat transport. Dette øker trafikk tettheten og medfører ukontrollert parkering i byene som ikke er planlagt for et stort antall private biler, og større forurensning. Som et resultat er de offentlige transporttilbud betydelig redusert og rasjonalisert. I Polen ble det f.eks. rapportert 24 000 km jernbane i drift i 1993, men etter at det planlagte veibyggingsprogrammet er gjennomført, vil nok bare 14 000 km være igjen (Hall 1993).

Veinettet i Europa er blitt utbygget i takt med økningen i veitransport, mens jernbanenettet har stagnert eller er blitt redusert. Det er bygget motorveier over hele kontinentet, med store økninger i total lengde (over 200 % bare i EU siden 1970). Den totale veilengden har også økt, med 17 % i EU og 12 % i de sentral- og østeuropeiske landene siden 1970.

**Figur 4.8 Utslipp av SO<sub>2</sub> i Europa, 1980-95**

|                                |
|--------------------------------|
| millioner tonn                 |
| hele Europa                    |
| Vest-Europa                    |
| Sentral- og Øst-Europa         |
| Europas nye, uavhengige stater |

**Figur 4.9 Utslipp av NO<sub>x</sub> i Europa, 1980-95**

|                                |
|--------------------------------|
| millioner tonn                 |
| hele Europa                    |
| Vest-Europa                    |
| Sentral- og Øst-Europa         |
| Europas nye, uavhengige stater |

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

|                                |
|--------------------------------|
| millioner tonn                 |
| hele Europa                    |
| Vest-Europa                    |
| Sentral- og Øst-Europa         |
| Europas nye, uavhengige stater |

## 86 Europas miljø

Utviklingen for jernbanen samsvarer med trendene innen godstransport. Jernbanenettet i EU har skrumpet inn med 6 % mens det i Sentral- og Øst-Europa og i Europas nye uavhengige stater stort sett er uendret.

De ulike energiscenariene drøftet i punkt 2.7.2 er i stor grad basert på forutsetningen at bruken av transport fortsatt vil øke i hele Europa (Amman 1997). Innen EU forventes bilenes energiforbruk å øke fra 15 GJ/person til 18 GJ/person mellom 1990 og 2010. I de sentral- og østeuropeiske landene og Europas nye uavhengige stater forventes det å øke fra 3,6 til 5,4 GJ/person i scenariet basert på «conventional wisdom». Men scenariet som forutsetter at energiforbruk og energieffektivitet i Sentral- og Øst-Europa og de nye uavhengige statene vil nærme seg vesteuropeiske nivåer, fører til et framskrevet forbruk i Europa på 12 GJ/person. Mye av økningen forventes å finne sted i Sentral- og Øst-Europa. Og med en slik økning vil vi også få økte utslipp av luftforurensende stoffer fra biler i disse landene.

Samtidig som totalt energiforbruk i transportsektoren forventes å øke, kan energiintensiteten i transportsektoren (energiforbruk per BNP-enhet) synke. I EU forventes energiintensiteten i transport å gå ned fra 0,76 til 0,64 MJ/ECU BNP mellom 1990 og 2010. I de sentral- og østeuropeiske landene og de nye uavhengige statene regner man med en reduksjon fra 1,92 til 1,61 MJ/ECU BNP for scenariet basert på «conventional wisdom», og til 1,11 MJ/ECU BNP for scenariet basert på «konvergerende energiforbruk» (Amman 1997). I disse landene er det helt klart et betydelig potensial for til dels store effektivitetsforbedringer i transportsystemene.

### 4.6.2. Begrensning av utslipp fra veitransport

Det er gjort en hel del på lovgivningssiden i Europa når det gjelder å begrense utslippene fra veitransporten. Innenfor EU har direktiv 91/441/EØF siden 1993 krevd montering av treveis katalysatorer i alle nye biler med gnisttenningsmotor. Bilparkens utslipp av NO<sub>x</sub>, CO og NMVOC har siden vært synkende. Ytterligere innstramminger forventes i år 2001. Men fortsetter trafikken å øke, regner man med at utslippene vil begynne å stige igjen om ca. 15 år.

Overgangen til større biler fører også til en generell økning i CO<sub>2</sub>-utslippene, forverret av tilleggsutstyr (f.eks. klimaanlegg) som fører til økt forbruk av drivstoff. Totale utslipp av CO<sub>2</sub> forventes å øke i takt med økende bruk av transport, men økningens omfang er vanskelig å forutsi.

Man kan også fremme bruken av mindre forurensende drivstoff gjennom ulike skatter og avgifter. Figur 4.14 viser utviklingen i drivstoffprisene innen veitransport siden 1978. Diesel og bensin har fulgt omtrent samme mønster, med noe dyrere bensin på grunn av avgiftspolitikken. Gjennomsnittlig europeisk pris på blyfri bensin var i 1996 den samme som på blyholdig bensin.

En Grønnpbok fra Europakommisjonen om rettferdig og effektiv prising har satt fart i debatten om å internalisere eksterne kostnader. Et «eurovignette»-system har vært i bruk i EU siden 1993 med formål å etablere et felles avgiftssystem for tunge lastebiler som bruker veiene i Felleskapet. Man diskuterer nå forslag om oppdatering og revidering av systemet, med

Figur 4.11 Utslipp av forsurende stoffer etter sektor, 1994 - 1995

SO<sub>2</sub>  
NO<sub>x</sub>  
NH<sub>3</sub>

**Merknad:** Data bare for EU, EFTA og Sentral- og Øst-Europa. EU-data for 1994, data for EFTA og Sentral- og Øst-Europa for 1995. Data ikke tilgjengelig for andre europeiske land.

**Kilder:** EEA og ETC/AE.

---

**Kart 4.6 Godstransport på vei i forhold til total godstransport på vei, jernbane, innlands vannveier og rørledninger, 1995**

---

Godstransport  
1: 30 000 000  
Godstransport på vei  
80-98 %  
60-80 %  
40-60 %  
20-40 %  
2-20 %  
Utilstrekkelig tallmateriale

**Kilde:** UNSTAT, ECMT

mulighet for lavere avgifter for kjøretøyer som tilfredsstillter den nye Euro II-standarden for utslipp.

I 1993 utgjorde diesel 48 % av alt drivstoff til veitrafikk i EU, sammenlignet med 33 % i 1980. En økning av dieselbruken kan gi marginale reduksjoner i CO<sub>2</sub>-utslippene, men kan også føre til økte utslipp av partikler og NO<sub>x</sub> i byområder, noe som har vært knyttet til ulike helseproblemer. Mens dieselmotorer er å foretrekke framfor bensinmotorer uten katalysator når det gjelder utslipp av NO<sub>x</sub>, CO og NMVOC, er ikke situasjonen den samme hvis vi sammenligner med bensinmotorer med katalysator.

En annen forurensningskilde fra veitrafikken er bly, som tilsettes bensinen for å øke oktantallet, og som kan være en viktig kilde til blykonsentrasjonene i luften i byområder (se figur 12.7). Mange land har innført blyfri bensin for å redusere utslippene (kart 4.7). I noen østeuropeiske land kan bilene generelt gå på lavoktanbensin uten blytilsetning. Katalysatorene ødelegges av bly i bensinen, så kjøretøyer med katalysator må bruke blyfri bensin. Skal man oppnå reduksjoner i forsurende utslipp ved bruk av katalysator, må man først ha blyfri bensin tilgjengelig.

Blyfri bensin koster omtrent 2 % mer å produsere enn blyholdig bensin, men noen land har innført brukeravgifter som virkemiddel for å fremme bruken av blyfri bensin. Sammen med påbud om katalysatorer og tiltak for å bevisstgjøre brukerne, har dette ført til en nedgang i blyutslippene fra veitrafikken (se figur 6.4).

---

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

---

|  |
|--|
| Vest-Europa<br>totalt<br>innlands vannveier<br>jernbane<br>rørledninger<br>veier<br>Sentral- og Øst-Europa |
|--|

**Kilde:** UNSTAT, ECMT

---

**Figur 4.13 Passasjertransport i Europa, 1995**

---

|  |
|--|
| Vest-Europa<br>Sentral- og Øst-Europa<br>Europas nye uavhengige stater |
|--|

**Kilde:** UNSTAT, ECMT

---

**Kart 4.7 Bruk av blyfri bensin i Europa, 1996**

---

Bruk av blyfri bensin

1:30 000 000

Blyfri bensin som del av all bensin

> 95 %

75 - 95 %

< 50 %

ingen data

**Kilde:** Det danske Miljøministeriet, 1998



#### 4.7. Tiltak

To fundamentale svakheter ved å sette sin lit til europeisk transportpolitikk for å bekjempe forurening, er for det første EUs og andre overnasjonale organers begrensede myndighet, og dernest at et åpent marked og økonomisk vekst har fått høyeste prioritet, ofte på bekostning av miljøet. Det femte handlingsprogram for miljø tok hensyn til at å realisere et bærekraftig transportsystem krevde felles handling, ikke bare fra de ulike institusjoner i EU men også fra nasjonale og lokale myndigheter, forretningsforetak, enkeltpersoner og andre interessenter. Siden da er det kommet ut et femårig handlingsprogram for å utvikle en europeisk transportpolitikk og en hvitbok om konkurransevne og fri adgang til jernbanenettet. Et annet tiltak, det såkalte Auto Oil-programmet, hvor Kommisjonen og både bil- og oljeindustrien er involvert,

**Figur 4.14 Drivstoffpriser i Europa, 1978-96**

|  |
|--|
| USD per liter<br>Blyholdig bensin<br>blyfri bensin<br>diesel |
|--|

Kilde: IEA

**Tabell 4.1 Gjeldende og planlagte mål for utslippsreduksjoner med hensyn til forurening og eutrofiering (UNECE og EU)**

| Gjeldende UNECE-protokoller   | År             | Hovedmålsetning   |
|---|----------------|---|
| Første svovelprotokoll (Helsinki)   | 1985           | Reduksjon av svovelutslipp eller grenseoverskridende strømmer av svovel med 30 % av 1980-nivå innen 1993  |
| Andre svovelprotokoll (Oslo)  | 1994           | Nasjonale utslippstak for år 2000 (og i noen tilfeller også for år 2005/2010) avledet av foreløpig mål om 60 % reduksjon i overskridelser av tålegrensene for svovel-avsetninger på arealer utover den stipulerte grensen på 5 % av rutenettets areal.  |
| Den første NO <sub>x</sub> -protokollen (Sofia)                               | 1988           | Stabilisering av NO <sub>x</sub> -utslipp eller grenseoverskridende strømmer av NO <sub>x</sub> på 1987-nivå innen 1994.  |
| UNECE-protokoller som forberedes  | År (planlagt)  | Hovedmålsetning   |
| Protokollen om NO <sub>x</sub> og relaterte stoffer                           | 1999           | Å etablere nasjonale utslippstak for NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub> og VOC ved å benytte en virkningsrettet (tålegrenser og nivåer) og kostnadseffektiv metode med sikte på å redusere forurening, eutrofiering og bakkenært ozon parallelt med reduksjoner i NMVOC-utslippene (se også kapittel 5).   |
| Gjeldende EU-politikk   | År             | Hovedmålsetning   |
| SEAPs SO <sub>2</sub> -mål  | 1992           | 35 % reduksjon fra 1985-nivå innen år Flere direktiver har trådt i kraft eller blir revidert for å nå dette målet.  |
| SEAPs NO <sub>x</sub> -mål  | 1992           | Stabilisering innen 1994 og reduksjon på 30 % innen 2000, begge i forhold til utslippsnivået i 1990. Flere direktiver har alt trådt i kraft eller er på beddingen for å nå dette målet.   |
| EU-strategi som forberedes  | År (forventet) | Hovedmålsetning   |
| Reduksjon av SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> og NH <sub>3</sub> -utslippene | 1998           | Ved hjelp av en virkningsrettet (tålegrenser) og kostnadseffektiv metode, gjennomføre reduksjoner av SO <sub>2</sub> -, NO <sub>x</sub> - og NH <sub>3</sub> -utslippene innen 2010 tilsvarende det foreløpige miljømålet om minst 50 % reduksjon av overskridelsene av tålegrenser for total surhet (basert på et referanse-scenarior som omfatter alle gjeldende og planlagte direktiver i EU) for økosystemer på hvert område. |

tar for seg utslipp fra veigående kjøretøyer og luftkvalitet. Det omfattet utslipp fra kjøretøyer og standarder for drivstoffkvalitet, begrensning av fordampningsutslipp samt inspeksjons- og vedlikeholdsprogrammer. Det såkalte Auto Oil II-programmet blir nå utviklet for å fastsette standarder for år 2005.

Kontrollen av utslipp fra veitransport er en av flere strategier for å bekjempe forsuringsproblemet i Europa på nasjonalt og internasjonalt plan med utspring i UNECEs Genève-konvensjon fra 1979 om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning (LRTAP), den første multilaterale traktaten om luftforurensning, og EUs femte handlingsprogram for miljø (5EAP). De ulike UNECE-protokollene og elementer i EU-politikken er sammenfattet i tabell 4.1. Status i arbeidet er vist i tabell 1 i hovedsammendraget av denne rapporten.

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

Målet i den første svovelprotokollen under LRTAP-konvensjonen var å redusere utslippene til 30 % under 1980-nivå innen 1993. Det langsiktige målet i den andre svovelprotokollen, underskrevet i 1994, er at tålegrensene for svovel ikke skal overskrides. Et foreløpig mål er å redusere med minst 60 % innen år 2000 den registrerte avstanden mellom overskridelser av tålegrensene for svovel i 1990 og målet at bare 5 prosent av arealet i hver rute i nettet forblir ubeskyttet. Det ble satt ulike mål for utslippsreduksjoner i de europeiske land ut fra en analyse av kostnadseffektivitet.

Målet i den første protokollen ble nådd for Europa totalt og av nesten alle konvensjonspartene. Det er mer usikkert om det foreløpige målet i den andre protokollen kan nås innen år 2000. For eksempel er det foreløpige målet for EU sett under ett en reduksjon på 62 % av 1980-nivåene innen år 2000. I 1995 hadde man oppnådd en reduksjon på 57 % av 1980-nivå - omkring 50 % var oppnådd for Europa sett under ett.

SO<sub>2</sub>-målet i EUs femte handlingsplan for miljø (en reduksjon på 35 % i forhold til utslippsnivået i 1985 innen år 2000) ble nådd i 1995 for EU sett under ett (en samlet reduksjon på 40 %) og av de fleste medlemsstatene hver for seg.

De reduksjoner i SO<sub>2</sub>-utslipp som ble oppnådd i Europa mellom 1980 og 1995 var i hovedsak et resultat av reduksjonstiltak gjennomført på store punktkilder (avsvovling av avgasser og bruk av kull med lavere svovelinnhold), og med en viss reduksjon som følge av tiltak som medførte overgang fra kull til naturgass og en redusert kullandel, modernisering av kraftverk og omstrukturering av økonomiene i de sentral- og østeuropeiske landene og Europas nye, uavhengige stater.

Partene i Konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning (LRTAP) må redusere sine utslipp ytterligere for å nå det langsiktige målet i den andre protokollen. Eksisterende og planlagte tiltak på EU-plan for å fremme fortsatt reduksjon av svovelutslippene inkluderer:

- en strategi mot forsurening – en meddelelse om en felleskapsstrategi for å bekjempe forsurening ble vedtatt av Kommissjonen i mars 1997 (COM(97)88),
- en revisjon av direktivet om utslipp fra store forbrenningsanlegg (LCP) Direktiv (88/609/EØF) i forbindelse med reduksjon av SO<sub>2</sub>- og NO<sub>x</sub>-utslipp fra store forbrenningsanlegg,
- direktiv (93/12/EØF) om grenser for svovel i autodiesel og mellomdestillater,
- forslag til nytt direktiv med krav til svovelinnhold i tung fyringsolje,
- en rekke direktiver som setter strengere utslippskrav til ulike typer kjøretøyer og flere forslag til nye direktiver basert på resultatene av det såkalte Auto Oil-programmet,
- direktivet om integrert forebygging og begrensning av forurensning (IPPC-direktivet).

Strategiene for utslippsreduksjoner som nå utvikles av EU er nært knyttet til de tilsvarende strategier som utarbeides under UNECE-konvensjonen (Amann m.fl. 1997).

### *Nitrogenoksider (NO<sub>x</sub>)*

Målet i den første NO<sub>x</sub>-protokollen i Konvensjonen om langtransporterte grenseoverskridende luftforurensning (LRTAP) var å stabilisere utslippene på 1987-nivå innen 1994. Dette ble nådd på europeisk plan, men ikke av alle som skrev under protokollen.

Et av konvensjonens viktigste mål i øyeblikket er å forhandle fram en ny NO<sub>x</sub>-protokoll i løpet av 1998. Dette skal bli en protokoll om NO<sub>x</sub> og relaterte stoffer som dekker forsurening, eutrofiering og bakkenært ozon, samt utslipp av NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> og flyktige organiske forbindelser. I likhet med den andre svovelprotokollen har den som mål å minimere og endelig fjerne miljøskadelige konsekvenser på den mest kostnadseffektive måten.

I henhold til den nye protokollen må imidlertid kostnadsoptimaliseringen utføres på måter som i det minste oppfyller miljøkvalitetsmål for forsurening, eutrofiering og bakkenært ozon.

Målet for NO<sub>x</sub> i 5EAP er en utslippsreduksjon på 30 % mellom 1990 og 2000. En reduksjon på 8 % var oppnådd i 1995, og det virker lite sannsynlig at målet for år 2000 blir nådd. Det forventes fortsatt vekst i veitrafikken; positive konsekvenser av en rekke tiltak for å redusere utslippene fra motorkjøretøyer, som f.eks. strengere utslippsstandarder, vil ikke få full effekt før etter år 2000 på grunn av den lave utskiftningsstakten for bilparken. For stasjonære NO<sub>x</sub>-kilder vil ytterligere utslippsreduksjoner være avhengig av energietterspørselen, kombinasjonen av drifstoffer og hvor hurtig medlemsstatene innfører bestemmelsene i relevante direktiver (dvs. LCP- og IPPC-direktivene).

Det trengs imidlertid ytterligere reduksjoner av NO<sub>x</sub>-utslipp utover år 2000 for å redusere forsurening, eutrofiering og bakkenært ozon. EUs strategier, mål og tiltak som gjelder forsurening vil høyst sannsynlig være like som, og integrerte med tilsvarende i den andre NO<sub>x</sub>-protokollen i Konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning. Det foreløpige målet i EUs strategi mot forsurening er en 55 % reduksjon i NO<sub>x</sub>-utslippene mellom 1990 og 2010.

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

Det er fortsatt ikke etablert internasjonale mål for reduksjon av ammoniakkslippene, verken i EU eller i Konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende forurensning. Det var en liten reduksjon i utslippene mellom 1990 og 1995 som en følge av lavere aktivitet i landbruket (nedgang i antallet husdyr). Ammoniakk er en av miljøgiftene som dekkes av forhandlingene om en ny NO<sub>x</sub>-protokoll under Konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensninger. Innenfor rammen av EUs strategi mot forsurening kommer det snart et direktiv som har som formål å etablere nasjonale utslippstak for ammoniakk.

#### **Referanser:**

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

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

Det danske miljøministeriet (1998). Oppgavegruppens fjerde møte om utfasing av bly i bensin. *Country Assessment Report*. Den danske miljøstyrelsen.

Gregor, H.D., B. Werner og T. Spranger (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, UK.

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

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

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

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

Lorenz, M., S. Augustin, G. Becher og M. Förster (1997). *Forest condition in Europe*. Resultater fra 1996-kronetethetsundersøkelsen. Federal Research Centre for Forestry and Forest Products, Hamburg, Tyskland. EC-UN/ECE, Brussel, Belgia, Genève, Sveits.

Lloyds Skipsregister (1995). *Marine Exhaust Emission Research Programme*. Lloyd's Register of Shipping, London, UK.

Lükewille, A., D. Jeffries, M., Johannessen G. Raddum, J. Stoddard, T. Traaen (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.

Mylona, S. (1996). Sulphur dioxide emissions in Europe 1880-1991 and their effect on sulphur concentrations and depositions. I *Tellus*, vol. 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. Meteorologisk institutt, Oslo, Norge.

Posch, M., J.-P. Hettelingh, P.A.M. de Smet og R.J. Downing (red.) (1997). *Calculation and mapping of critical thresholds in Europe: Status Report 1997*. Co-ordination Centre for Effects. National Institute of Public Health and the Environment. Rapport nr. 2591101007, Bilthoven, Nederland.

Posch, M. (1997). *Personal Communication*. National Institute of Public Health and the Environment. Bilthoven, Nederland.

Semb, A., J.E. Hanssen, F. François, W. Maenhaut og J.M. Pacyna (1995). Long range transport and deposition of mineral matter as a source for base cations. I *Water, Air, Soil Pollution*, vol. 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 Statusrapport 1997, Berge, E. (red.). EMEP/MSC-W Report 1/97. Meteorologisk institutt, Oslo, Norge.

## 5. Bakkenært ozon

### Hovedkonklusjoner

Ozonkonsentrasjonene i troposfæren (fra bakken og 10-15 km opp) over Europa er typisk 3-4 ganger høyere enn i førindustriell tid, hovedsakelig som følge av den meget store økningen i utslippene av nitrogenoksider fra industri og kjøretøyer siden 1950-årene. Den meteorologiske varians fra år til år gjør det umulig å påvise tendenser når det gjelder forekomsten av episoder med høye ozonkonsentrasjoner.

Grenseverdiene for beskyttelse av helse, vegetasjon og økosystemer overskrides ofte i de fleste europeiske land. Rundt 700 sykehusinnleggelser i EU i perioden mars-oktober 1995 (hvorav 75 % i Frankrike, Italia og Tyskland) kan tilskrives ozonkonsentrasjoner over anbefalte luftkvalitetskriterier. Rundt 330 millioner mennesker i EU utsettes for minst én slik overskridelse hvert år.

Tålegrensen for vegetasjon ble overskredet i de fleste EU-landene i 1995. Flere land kunne for enkelte lokaliteter rapportere om mer enn 150 dager med overskridelser. Samme år var nesten hele EUs areal av skog og dyrket mark utsatt for overskridelser.

Utslippene av de viktigste ozonforløperne, nitrogenoksider og ikke-metanholdige flyktige organiske forbindelser (NMVOC), økte fram til slutten av 1980-tallet før de falt med 14 % mellom 1990 og 1994. Transportsektoren er den største kilden til nitrogenoksider. Transport er også den største kilden til NMVOC-utslipp i Vest-Europa, mens industrien er den største i Sentral- og Øst-Europa og i de nye, uavhengige statene i Europa.

Selv om vi når reduksjonsmålene når det gjelder utslipp av nitrogenoksider fastsatt i Konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning (CLTRAP) og Europakommisjonens femte handlingsprogram for miljø, vil ozontoppene bare bli redusert med 5-10 %. Skal vi klare å nå det langsiktige målet om ingen overskridelser av grenseverdiene, vil det være helt avgjørende at samlede konsentrasjoner av bakkenært ozon reduseres. Dette forutsetter at det over hele den nordlige halvkule settes inn tiltak på utslippene av forurensningens forløpere (nitrogenoksider og NMVOC). Et første skritt vil være å fastsette ytterligere nasjonale utslippstak i henhold til den nye protokollen om NO<sub>x</sub> og relaterte stoffer.

### 5.1. Innledning

Fotokjemisk smog, ofte omtalt som «sommersmog», har i flere årtier forårsaket luftveisproblemer for Europas befolkning. Den kan gjøre stor skade på vegetasjonen. Hvert år inntreffer perioder med sommersmog over store deler av Europa.

Sommersmog dannes fotokjemisk av en rekke gasser som er til stede i troposfæren, dvs. den delen av atmosfæren som går fra jordens overflate og opp i 7-15 km høyde. De viktigste forløperne er nitrogenoksider (NO<sub>x</sub>, dvs. NO og NO<sub>2</sub>), flyktige organiske forbindelser (VOC), metan (CH<sub>4</sub>) og karbonmonoksid (CO). Mange menneskelige aktiviteter er årsak til at disse miljøgiftene skapes, f.eks. forbrenning av fossilt brensel, hovedsakelig i forbindelse med transport, og bruk av produkter som inneholder organiske løsemidler.

De menneskeskapte utslippene i Europa av de viktigste forløperne NO<sub>x</sub> og VOC er redusert siden Dobris-rapporten kom ut, men ikke nok til at vi har klart å nå de vedtatte internasjonale målene om utslippsreduksjoner. Når sollyset virker på forløperne, dannes en rekke forbindelser, såkalte fotokjemiske oksidanter.

Den viktigste fotokjemiske oksidanten med hensyn til utbredelse og giftighet, er ozon (O<sub>3</sub>). Grenseverdiene for ozonkonsentrasjoner for beskyttelse av helse,

vegetasjon og økosystemer overskrides ofte i de fleste landene i Europa. Dersom de nivåer som for tiden er observert i miljøet holder seg, synes ikke andre fotokjemiske oksidanter enn ozon å utgjøre noen fare for helse og vegetasjon. Det er imidlertid kjent at økt konsentrasjon av peroksyacetylnitrat (PAN) gir luftveisirritasjoner og skader løvverket på samme måte som ozon (WHO 1996a 1996b).

Episodiske ozonkonsentrasjoner kommer i tillegg til bakgrunnskonsentrasjonene av ozon, som omtrent er doblet siden 1950-tallet (Staehelin m.fl. 1994). Økningen i bakgrunnsnivået skyldes for det meste den globale økningen i konsentrasjonen av NO<sub>x</sub>, ettersom ozonnivået over Europa også er påvirket av utslippene fra andre kontinenter. Bakkenært ozon er også relevant i forhold til klimaendringsspørsmålet. Bakkenært ozon antas å stå for 16 % av de totale utslipp fram til i dag av de viktigste menneskeskapte klimagassene som er årsaken til den globale oppvarmingen (se punkt 2.3).

Prosessene bak dannelsen av de fotokjemiske oksidantene og virkningene av disse er komplekse og knyttet til andre miljøproblemer (se boks 5.1 og 5.2). Helsevirkningene av ozon forsterkes av effekten av blandingen av luftforurensende stoffer. Siden fotokjemiske oksidanter transporteres over store avstander og over landegrensene, må det iverksettes tiltak på internasjonalt plan for å utvikle en sammenhengende bekjempings-politikk (Grennfelt m.fl. 1994). Den nye protokollen om NO<sub>x</sub> og andre relaterte stoffer under UNECE-konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning er et eksempel på en slik bredt anlagt tilnæringsmetode.

#### Boks 5.1: Ozondannelse

Ozon dannes i troposfæren og det forurensede grensesjiktet mellom bakkenivå og opp i 100 til 3 000 meters høyde. Ozonet dannes når VOC og CO under påvirkning av solstråling reagerer med NO<sub>x</sub> og oksideres. I det forurensede grensesjiktet virker de mer reaktive flyktige organiske forbindelsene (VOC) som det viktigste «brenselet» i denne prosessen, mens prosessen i høyreliggende luftlag overveies drives av oksidasjonen av CH<sub>4</sub> og CO. Dannelsen av ozon begrenses vanligvis av tilgangen på NO, som er katalysatoren.

Prosessene bak de ulike ozonkonsentrasjonsmønstrene er meget komplekse. Tiltak for å redusere prosessenes forekomst og omfang kan virke stikk imot sin hensikt om de ikke er basert på en korrekt forståelse av de fotokjemiske prosessene vi her har med å gjøre. I forurensede bymiljøer kan f.eks. utslipp av NO umiddelbart inngå forbindelser med ozon og redusere ozonkonsentrasjonen. På grunn av disse og andre kjemiske reaksjoner kan en nedgang i NO<sub>x</sub>-utslipp faktisk føre til *økt* ozonkonsentrasjon i byene (se boks 5.2). Under disse omstendighetene blir ozonkonsentrasjonen bestemt av VOC, som dermed må kontrolleres for å redusere ozonkonsentrasjonen. I mindre forurensede områder er det utslippene av NO<sub>x</sub> som må kontrolleres snarere enn VOC. Situasjonen kan bli enda mer komplisert fordi den fotokjemiske «suppen» kan gå over fra å være VOC-begrenset til å bli NO<sub>x</sub>-begrenset som følge av atmosfæriske prosesser som finner sted når luftmassene beveger seg bort fra den bymessige bebyggelsen.

Det er klart at kontroll av VOC eller NO<sub>x</sub> alene ikke nødvendigvis vil hjelpe på regionalt og grenseoverskridende plan. Uansett må begge kontrolleres for å redusere problemet. Andre argumenter for å redusere NO<sub>x</sub>-utslippene er de betydelige helsevirkningene NO<sub>2</sub> og PAN medfører (WHO 1996a) og den rollen NO<sub>x</sub> spiller for problemene med forurensning (kapittel 4) og eutrofiering (kapittel 9 og 10).

I tillegg til ozon dannes en rekke andre fotokjemiske oksidanter når VOC og NO<sub>x</sub> påvirkes av solstråling. Vi kan nevne peroksyacetylnitrat (PAN), salpetersyre, sekundære aldehyder, maursyre og en rekke radikaler. Det finnes forholdsvis begrenset informasjon om konsentrasjonene og virkningene av disse stoffene. Fordi de på dagens nivå ikke gir vesentlige utslag, er det ikke satt opp internasjonale retningslinjer for noen av disse andre fotokjemiske oksidantene (WHO 1996a).

#### Boks 5.2: Weekend-effekten

Reduksjon av NO<sub>x</sub>-utslippene for å kontrollere ozonnivået i byene kan virke mot sin hensikt. Dette illustreres av det vi kan kalle «weekend-effekten». Dumont (1996) rapporterte at ozonnivået i byområdene i Belgia var betydelig høyere i helgene enn resten av uken. Hver «smog»-sommer var toppnivået i gjennomsnitt rundt 20 % høyere lørdag og søndag enn på ukens øvrige dager. Weekend-effekten skyldes det lave utslippet av NO<sub>x</sub> i byene i helgene (ca. 30 % lavere enn på virkedager). En analyse av data fra Sveits gir et mer differensiert bilde. Der ble det observert både lavere og høyere konsentrasjoner i helgene, avhengig av meteorologiske forhold (Brönniman og Neu 1997).

Det er bare i forbindelse med de første, relativt små NO<sub>x</sub>-reduksjonene i mangel av tilstrekkelige reduksjoner i VOC-nivået, at økte konsentrasjoner inntreffer i helgene. For å nå et akseptabelt ozonnivå og overkomme den innledningsvis motsatte virkningen er det nødvendig å få i stand en betydelig reduksjon i utslippene av både NO<sub>x</sub> og VOC.



## 5.2. Helse- og miljøvirkninger

Den alvorligste konsekvensen av eksponering for ozon er åndedrettsbesvær hos utsatte personer samt skader på vegetasjonen og økosystemene (WHO 1996a, UNECE 1996). Hos mennesker kan virkningene omfatte redusert lungefunksjon, økt forekomst av symptomer på luftveislidelser og betennelsesreaksjoner i lungene. Antallet besøk i akuttmottak og sykehusinnleggelser for astma og andre luftveislidelser øker på dager med høy ozonkonsentrasjon (WHO 1987, WHO 1995). De medisinske akutt-tilfellene er imidlertid bare toppen av isfjellet. På dager med stor forurensning er produksjonstapet betydelig som følge av luftveislidelser og hjerte- og karsykdommer som medfører sykefravær og redusert ytelse.

På vegetasjonen arter dette seg som skader på løvverket og redusert avling og frøproduksjon. Flere studier har vist at planter påvirkes når de eksponeres for ozon over en viss terskel eller grense (Fuhrer og Achermann 1994), og at denne grensen varierer fra en art til en annen. Det synes som om virkningene opptrer på lavere nivåer enn dagens omgivende konsentrasjoner.

Redusert vekst og avling som skyldes ozon kan særlig knyttes til eksponering over lang tid, selv om flere klimatiske faktorer har betydning for plantenes følsomhet for skade. Virkningene på planter og avlinger blir ikke alltid erkjent, og blir f.eks. tilskrevet frost. Virkningene på vegetasjonen kan skjules eller til og med svekkes av tørke. Blant produkter som dyrkes kommersielt i Europa og som har utviklet ozonskader er squash, vannmelon, tomater, vindruer, hvete, poteter, kløver, bønner og artisjokker.

### 5.2.1. Helsemessige konsekvenser av eksponering for ozon

Helsevirkningene av eksponering for ozon i de konsentrasjoner man finner i Europa er lite spesifikke og kan i mange tilfeller skyldes en rekke andre forhold enn luftforurensning. Det er derfor ikke mulig å foreta en direkte vurdering av omfanget av virkningen. Imidlertid kan andelen tilfeller som kan tilskrives forurensning beregnes på grunnlag av informasjon om befolkningens eksponering og data fra epidemiologiske studier av forholdet mellom eksponering og reaksjon.

I noen tilfeller kan symptomene på eksponering for ozon føre til medisinerer eller til og med innleggelse. En rekke studier har påvist en sammenheng mellom den daglige variasjonen i antallet sykehusinnleggelser og ozonkonsentrasjonen. APHEA-studien (short-term effects of Air Pollution on Health - European Approach), som omfattet fem større byer i EU (Anderson m.fl. 1997), analyserte data om akuttinnleggelser for bronkitt, emfysem og kronisk obstruksjon av luftveiene. Funnene i studien, sammen med et estimat over fordelingen av ozoneksponering i EU, tyder på at av alle akuttinnleggelser for luftveislidelser i EU, kunne 0,3 % tilskrives eksponering for ozonkonsentrasjoner over luftkvalitetskriteriene anbefalt av EU-kommisjonen ( $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 55$  ppb, gjennomsnitt over 8 timer). Mer enn 80 % av tilfellene kunne tilbakeføres til ozonkonsentrasjoner i området  $110\text{-}170 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 55\text{-}85$  ppb). I Belgia, Frankrike og Hellas representerte antallet sykehusinnleggelser som følge av eksponering for høye ozonkonsentrasjoner mer enn 0,5 % (figur 5.1).

For å beregne det absolute antallet innleggelser som kan tilskrives ozoneksponering, må vi kjenne gjennomsnittlig innleggesrate for befolkningen og sette opp forutsetninger om medisinske behandlingsmetoder for akutte

**Figur 5.1** Andel sykehusinnleggelser i EUs medlemsstater på grunn av høye ozonkonsentrasjoner, mars-oktober 1995

---

|               |
|---------------|
| andel         |
| EU15          |
| Belgia        |
| Hellas        |
| Frankrike     |
| Italia        |
| Tyskland      |
| Nederland     |
| Østerrike     |
| Luxembourg    |
| Danmark       |
| Storbritannia |

Irland  
Spania  
Finland  
Sverige  
Portugal

**Merknad:** Estimat for ozonkonsentrasjoner over  $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , gjennomsnitt over 8 timer.

**Kilde:** EEA-ETC (AQ)

luftveislideler. Disse kan variere fra en befolkningsgruppe til en annen og selvfølgelig også fra land til land. London hadde den midlere innleggesraten observert i de fem byene som inngikk i APHEA-studien. Legges observasjonene fra London til grunn (20 akuttinnleggelser for luftveissykdommer per dag for en befolkning på 7,3 millioner), blir antallet akuttinnleggelser i EU i perioden mars-oktober som kan tilskrives eksponering for ozonkonsentrasjoner over  $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 55$  ppb, gjennomsnitt over 8 timer) i områder hvor ozonnivået overvåkes (dvs. personer som bor innenfor en radius av 10 km fra overvåkingsstedet) like i overkant av 80. Dersom eksponeringssituasjonen rundt overvåkingspunktet er representativt for den generelle fordelingen av konsentrasjonene av ozon i hvert land, vil til sammen nærmere 700 sykehusinnleggelser i EU i perioden mars-oktober 1995 kunne skyldes ozonkonsentrasjoner over  $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 55$  ppb) som et 8-timers gjennomsnitt. Av det totale antallet vil mer enn 500 tilfeller ha vært i de tre landene Frankrike, Italia og Tyskland (figur 5.1), noe som delvis skyldes disse landenes store innbyggertall.

Tallene i foregående avsnitt gjelder bare virkningene av eksponering for ozonkonsentrasjoner over  $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 55$  ppb, gjennomsnitt over 8 timer). Epidemiologiske studier indikerer imidlertid at antallet sykehusinnleggelser øker også ved lavere konsentrasjoner (Ponce de Leon 1996). Hvis vi tar utgangspunkt i at 20-40 % av person/dager utsettes for ozonkonsentrasjoner i området  $60$ - $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 30$ - $55$  ppb, gjennomsnitt over 8 timer), vil et konservativt estimat gi det resultat at hele 1,5 % av alle innleggelser for luftveissykdommer må tilskrives ozonkonsentrasjoner over  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 30$  ppb, gjennomsnitt over 8 timer). Dermed vil vi få 400 innleggelser i de overvåkede områdene, og ekstrapolert til hele EU vil dette gi mer enn 3 000 innleggelser i hele EU i perioden mars-oktober 1995.

Disse estimatene for sykehusinnleggelser er gjenstand for en rekke usikkerhetsmomenter som er knyttet til:

- Eksponeringsmønsteret innenfor en (vilkårlig valgt) 10 km radius fra overvåkingsstasjonene.
- I hvilken grad overvåking i byene gir et adekvat mål på den luften folk faktisk puster inn. Sannsynligvis er det faktiske eksponeringsnivået for befolkningen undervurdert på grunn av overvåkingsstasjonenes fordeling, kanskje særlig i Sør-Europa, noe som igjen kan føre til at virkningene blir undervurdert.
- Gyldigheten av å ekstrapolere eksponeringsfordelingen fra befolkningsgrupper som bor i nærheten av overvåkingsinstallasjoner til et helt land. Når data for det enkelte land tolkes, må det derfor utvises forsiktighet, særlig når det gjelder land hvor bare en liten del av befolkningen bor i områder hvor luftkvaliteten overvåkes.

Det faktiske antallet sykehusinnleggelser som skyldes høye ozonkonsentrasjoner kan være dobbelt så høyt som estimatene over. Men som sagt, sykehusinnleggelsene representerer bare det mest alvorlige utslaget av luftveislidelser. En meget større andel av befolkningen lider faktisk av dette.

En studie som nylig ble gjennomført innenfor rammen av det franske ERPURS-programmet (Evaluation of the Risks from Urban Pollution on Public Health) har beregnet produksjonstapet forurensningen medfører ved hjelp av personellopplysninger og medisinske data innsamlet fra det statlige kraftselskapet. I sommermånedene, på dager med stor forurensning, økte antallet tapte arbeidsdager på grunn av luftveissykdommer med 22-27 % og antallet sykedager for hjerte- og karsykdommer med 19-78 % (Medina m.fl. 1997).

Ingen tilsvarende studier er tilgjengelig for Øst-Europa. På grunnlag av kart 5.1 tyder mye på at mange østeuropeiske land står overfor en lignende situasjon.

### 5.3. Ozonkonsentrasjonstendenser kontra mål for luftkvalitet

Episoder med ozonkonsentrasjoner over  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 100$  ppb) inntreffer ofte når vi har den klimatiske situasjonen med høytrykk som inntreffer hver sommer over mesteparten av Europa, med skyfri himmel, økt UV-stråling og høye temperaturer (Cox m.fl. 1975, Guicherit og van Dop 1977). Mange av disse episodene varer i flere dager og dekker mange land samtidig. Ozonkonsentrasjonene i byene har

tendens til å variere mer, både i tid og rom. Konsentrasjonene i bysentrene er lavere enn i forsteder og landdistrikter, hovedsakelig fordi NO-utslippene fra trafikken bidrar til å fjerne ozonet. Når slike episoder inntreffer, kan ozonnivået stige betraktelig

i forstedene og lengre bort fra utslippskildene til giftstoffenes forløpere i byene (se boks 5.1 og 5.2). Denne økningen forsterkes ofte i det sørlige Europa på grunn av lange varmeperioder og sterkere solstråling. Sør-Europa opplever imidlertid ozontopper både i bysentrene og ellers.

De rådende topografiske og klimatiske forhold kan forårsake komplekse lokale luftstrømmer som f.eks. pålandsvind, som kan sende forurensningen tilbake til de urbane områdene flere dager på rad. Det er gjennomført case studies av disse fenomenene i Aten (se også kapittel 12, figur 12.3), Lisboa og Valencia (Moussiopoulos 1994, Millán 1993, Borrego m.fl. 1994). Følgende punkt drøfter imidlertid ingen detaljer for de enkelte områder eller byer men beskriver generelle tendenser i Europa.

### **5.3.1. Mål for luftkvalitet**

Luftkvalitetskriteriene i EU når det gjelder ozon er fastsatt i rådsdirektiv nr. 92/72/EØF om ozonforurensning av luften, det såkalte ozondirektivet. Tabell 5.1 gir en oversikt over de grenseverdiene for luftkvalitet som er fastsatt i dette direktivet, med blant annet en grenseverdi for å informere befolkningen om høy forurensning. Tabellen angir også de kritiske nivåene som er fastsatt i UNECE-konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning (CLRTAP) (UNECE 1979 1996), som gjelder ozonets virkninger på jordbruksavlinger og skog, og WHO's luftkvalitetskriterier for beskyttelse av den menneskelige helse (WHO 1996a).

Rådsdirektivet om vurdering og forvaltning av den omgivende luftkvalitet (rammedirektiv nr. 96/62/EØF) var ment å gi en mer sammenhengende metode for luftkvalitetsforvaltning på EU-plan. Direktivet legger opp til en rekke underliggende direktiver for den enkelte forurensningskomponent eller gruppe av forurensningskomponenter, herunder ozon. Det underliggende direktivet om ozon vil bli lagt fram av Kommisjonen i løpet av 1998.

I Konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning brukes begrepet «kritiske nivåer» for å vurdere ozonets virkninger på avlinger og skog. Virkningsparameteren beregnes som akkumulert eksponeringsdose for ozon over en terskel på 40 ppb ( $\approx 80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), uttrykkes i enheten ppbh, og kalles AOT40.

### **5.3.2. Tendenser innen konsentrasjonen av bakkenært ozon**

De første kvantitative målingene av konsentrasjonen av ozon i Europa ble gjort utenfor Paris mellom 1876 og 1911. Gjennomsnittlig 24-timers konsentrasjon var da ca.  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 10$  ppb) (Volz og Kley 1988). Disse målingene viser at EUs gjeldende grenseverdi for beskyttelse av vegetasjonen ( $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $\approx 33$  ppb, gjennomsnitt over 24 timer) ble overskredet i mindre enn 1 % av observasjonenes totale varighet (Volz-Thomas 1993).

På 1950-tallet var det gjennomsnittlige ozonnivået målt over 24 timer i landdistriktene i Vest-Europa kommet opp i  $30\text{-}40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 15\text{-}20$  ppb), for å stige ytterligere til  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 30$  ppb) på 1980-tallet (Feister og Warmbt 1987). Gustard m.fl. (1997) regnet ut at minst 50 % av den økningen som har funnet sted i dette århundret kan føres direkte tilbake til menneskeskapte utslipp på regionalt plan i Europa. I dag er den daglige gjennomsnittkonsentrasjonen dobbelt så høy som i 1950-årene (Stahelin m.fl. 1994). Brorparten av økningen har skjedd siden 1950-tallet og skyldes den enorme økningen i  $\text{NO}_x$ -utslipp i de siste årtiene. Tendenser for ozonmålingene over de siste ti årene svinger sterkt (med store utslag i både positiv og negativ retning), selv mellom stasjoner som ligger nær hverandre. Studier foretatt i den senere tid tyder på at variasjoner i instrumentering og måleprosedyrer mellom målestasjonene faktisk vil kunne tilsløre eventuelle reelle tendenser på området (Roemer 1997). Uansett er det sannsynlig at også den meteorologiske varians fra et år til et annet vil kunne vanskeliggjøre analysen av tendenser som kan tilbakeføres til utslipp så lenge vi ikke har måleserier som går over meget lang tid.

I bymiljøer finnes bare enkelte tilfeldige historiske registreringer av ozonkonsentrasjon, avledet av målinger gjennomført med enkle metoder. «Moderne» ozonovervåking i urbane områder begynte i 1970-årene i Storbritannia, Tyskland, Portugal, Nederland og enkelte land utenfor Europa. Situasjonen i 1995 presenteres i kapittel 12, tabell 12.2.

I de siste 25 årene har toptimesmiddelkonsentrasjonen av ozon i det sentrale London for det meste variert mellom 60 og 140  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 30 - 70$  ppb). Konsentrasjonen økte med omkring 2,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 1,4$  ppb) per år fra 1973 til 1992 (PORG 1987, Bower m.fl. 1991, 1994). Målinger gjennomført ved en rekke andre overvåkingsstasjoner i byer i det nordvestlige Europa har i løpet av de siste 5-10 årene gitt tilsvarende tall som i det sentrale London. Målinger gjort ved en stasjon i en forstad til Aten (Liosia) viste at månedlig middelkonsentrasjon gjennomsnittlig økte med ca. 15 % årlig i perioden 1984-1989. I 1987

| <b>Grenseverdier og kritiske grenser i henhold til EUs ozondirektiv, UNECE/CLRTAP og WHO Tabell 5.1.</b> |   |  |                                 |
|--|---|--|---------------------------------|
| <b>Grenseverdi fastsatt i</b>  | <b>Beskrivelse</b>  | <b>Kriterium basert på</b>   | <b>Verdi</b>                    |
| Rådsdirektiv nr. 92/72/EØF   | Terskel for informasjon av befolkningen                     | gj.sn. over 1 time   | 180 µg/m <sup>3</sup> ≈ 90 ppb  |
|  | Terskel for varsling av befolkningen                        | gj.sn. over 1 time   | 360 µg/m <sup>3</sup> ≈ 180 ppb |
|  | Luftkvalitetskriterier i forhold til helse                  | Middelverdier for faste 8-timers intervaller (0.00-8.00, 8.00-16.00, 16.00-24.00, 12.00-20.00) | 110 µg/m <sup>3</sup> ≈ 55 ppb  |
|  | Tålegrense for vegetasjonen                                 | gj.sn. over 1 time   | 200 µg/m <sup>3</sup> ≈ 100 ppb |
|  | Tålegrense for vegetasjonen                                 | gj.sn. over 24 timer   | 65 µg/m <sup>3</sup> ≈ 33 ppb   |
| UNECE/CLRTAP   | Kritisk grense for avlinger (AOT40c)                        | dagtid<br>mai - juli   | 3 ppmh                          |
|  | Kritisk grense for skogen (AOT40f)                          | dagtid<br>april - september  | 10 ppmh                         |
| WHO:   | Veiledende luftkvalitet for beskyttelse av menneskets helse | Flytende 8- t. maks  | 120 µg/m <sup>3</sup> ≈ 60 ppb  |

begynte månedlig middelværdi på denne stasjonen å komme opp over 110 µg/m<sup>3</sup> (≈55 ppb), som er EUs gjeldende luftkvalitetskriterium (over 8 timer) for beskyttelse av menneskets helse, og i 1988 ble denne grenseverdien overskredet i 140 dager (Moussiopoulos 1994). Vi må imidlertid ta et lite forbehold når vi utleder tendenser av observasjoner gjort på overvåkingsstasjoner som ligger i nærheten av NO-utslippskilder, noe som er tilfellet for stasjoner som ligger i urbane miljøer.

Tendenser når det gjelder episoder av høy ozonkonsentrasjon i bymiljøet kan være av største betydning for å vurdere skadevirkningene. Men selv om det ved mange urbane målestasjoner hvert år påvises episoder der konsentrasjonene overskrider luftkvalitetskriterier og grenseverdier for helsen, kan den store meteorologiske varians fra et år til et annet tilsløre eventuelle tendenser som skyldes endringer i utslippet av forløpere.

### 5.3.3. Fordeling innen Europa

Skadelige ozonkonsentrasjoner er et problem de fleste landene i Europa deler. Målinger av ozonkonsentrasjonene i Europa viser en skarpere stigning fra den nordvestlige til den sørøstlige delen av Sentral-Europa (Grennfelt m.fl. 1987 1988, Feister og Pedersen 1989). Om sommeren ligger gjennomsnittlig daglig maksimumskonsentrasjon mellom 60-80 µg/m<sup>3</sup> (≈30-40 ppb) i nordvest og 120-140 µg/m<sup>3</sup> (≈60-70 ppb) i Sentral-Europa (Beck og Grennfelt 1994). Dessverre er målestasjonene meget ujevnt fordelt, med en større konsentrasjon i Nordvest-Europa, slik at vi vet lite om ozonkonsentrasjonene i store deler av området rundt Middelhavet og Øst-Europa.

På kart 5.1 får vi en modellert versjon av av den skarpe stigningen i gjennomsnittlig daglig maksimumskonsentrasjon av ozon om sommeren over Europa (Simpson m.fl. 1997). Modellen som er brukt er spesielt utformet for å beregne bakgrunnskonsentrasjonen av ozon i rurale miljøer i motsetning til urbane miljøer. Bakgrunnskonsentrasjonen i det europeiske grensesjiktet, dvs. konsentrasjonen i det marine grensesjiktet av luft som beveger seg innover fra Atlanterhavet, ligger for tiden på gjennomsnittlig 60-65 µg/m<sup>3</sup> (≈30-33 ppb), eller tre ganger så høyt som de konsentrasjoner som ble målt ved Paris for hundre år siden.

### 5.3.4. Overskridelse av luftkvalitetskriterier

#### *Overskridelse av anbefalte luftkvalitetskriterier i forhold til helse*

I dette punktet vil vi fokusere på overskridelsene av EU-kommisjonens anbefalte luftkvalitetskriterium for beskyttelse av menneskets helse som ble observert i tidsrommet 12.00-20.00. Av de fire 8-timersperiodene som er definert i dette direktivet, er det i dette tidsrommet man kan forvente det største antallet overskridelser. Terskelen (110 µg/m<sup>3</sup>, (55 ppb, gjennomsnitt over 8 timer) ble overskredet i alle EU-landene i 1994-96, i noen tilfeller meget ofte (se kart 5.2, de Leeuw m.fl. 1995, de Leeuw og van Zantvoort 1996 1997). Hvis vi går ut fra at overvåkingen

---

**Kart 5.1 Daglig maksimumskonsentrasjon av ozon om sommeren, modellert gjennomsnitt over 5 år**

---

Gjennomsnitt av daglige maksimumskonsentrasjoner av ozon om sommeren  
(gjennomsnitt over 5 år)

**Merknad:** Beregningen er gjort med utgangspunkt i konstante utslipp på 1990-nivå og meteorologiske data for de fem somrene 1989 1990 1992 1993 og 1994. 1 ppb O<sub>3</sub> ≈ 2 µg/m<sup>3</sup>.

**Kilde:** Rees m.fl. 1997

i byer og gater gir representative verdier for den eksponering EUs urbane befolkning på 41 millioner utsettes for, ble mer enn 90 % av dem minst en gang i 1995 utsatt for en konsentrasjon over grenseverdien. Mer enn 80 % ble utsatt for mer enn 25 dagers overskridelse. Dersom disse resultatene kan ekstrapoleres til hele EUs befolkning, vil rundt 330 millioner mennesker kunne være eksponert for minst én overskridelse hvert år. Dette tallet stemmer godt med resultatene fra UNECE-modelleringen (Malik m.fl. 1996). Virkningene av overskridelsene er drøftet i punkt 5.2.

I EU ble anbefalte luftkvalitetskriterier (i tidsrommet 12.00-20.00) i perioden 1994 til 1996 overskredet tre ganger oftere enn terskelen for informasjon av befolkningen (punkt 5.3.1) (Beck m.fl. 1998). Det er vanskelig å bedømme om en slik meldeterskel er av noen reell betydning for befolkningen.

*Overskridelser av tålegrensene for vegetasjon og skog*

Tålegrensene for vegetasjonen (65 µg/m<sup>3</sup>, ≈33 ppb, gjennomsnitt over 24 timer) ble overskredet i de fleste EU-landene i 1994-96, i noen tilfeller meget ofte (de Leeuw m.fl. 1995, de Leeuw og van Zantvoort 1996 1997). Vi ser av figur 5.4 at flere av landene rapporterte om overskridelser i mer enn 150 dager på enkelte steder i 1995. Samme år ble hele EUs areal av barskog, dyrket mark og



---

**Kart 5.2 Overskridelser av grenseverdien for ozonkonsentrasjon for beskyttelse av menneskets helse, 1995**

---

**Ozon (8-timersverdier)**

**Merknad:** antallet dager der grenseverdien på 110  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (i tidsrommet 12.00-20.00) ble overskredet, observert ved målestasjoner i bymiljø/gate eller andre/uspesifiserte stasjoner i løpet av hele året 1995.

**Kilde:** EEA-ETC/AQ

---

**Kart 5.3 Overskridelser av grenseverdien for ozonkonsentrasjon for vegetasjonen, 1995**

---

Ozon (døgnmiddelverdi)

**Merknad:** antallet dager der grenseverdien på  $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for 24 timer ble overskredet, observert ved bakgrunnsstasjoner i løpet av hele 1995.

**Kilde:** EEA-ETC/AQ

mer enn 99 % av løvskogarealet utsatt for overskridelser. Disse observasjonene bekreftes stort sett av resultatene fra UNECE-modelleringen (Simpson m.fl. 1997). Vi bør legge merke til at det i et nyere arbeid (WHO 1996b) er anbefalt å bruke akkumulert eksponeringsdose snarere enn grenseverdier for å vurdere potensialet for ozonskader på vegetasjonen.

Målt overskridelse av AOT40 for avlinger vises i kart 5.3. Det framgår av figuren at tålegrensen på 3 ppmh overskrides i de fleste landene målingene omfatter. Bare deler av Sverige, Finland og det nordlige Storbritannia hadde ingen overskridelser.

#### 5.4. Utslipp av ozonforløpere

I Europa økte utslippene av ozonforløperne VOC og NO<sub>x</sub> fram til slutten av 1980-årene, men de er nå i tilbakegang (figur 5.2, Olendrzynski 1997). Fra 1990 til 1994 falt VOC-utslippene i EU med omkring 9 %, mens totale europeiske utslipp gikk ned med ca. 14 % på grunn av en sterkere reduksjon i landene i Sentral- og Øst-Europa som følge av økonomisk omstrukturering. Liknende utslippsreduksjoner ble funnet for NO<sub>x</sub>, med 8 % nedgang i EU mellom 1990 og 1994, mens totale europeiske utslipp gikk ned med 14 % (EEA-ETC/AE 1996 1997). Disse tallene bør tolkes med forsiktighet ettersom bare noen av landene har utarbeidet sammenhengende

---

#### Kart 5.4 Målt akkumulert eksponeringsdose for ozon (AOT40)

---

|   |
|---|
| AOT40<br>mai, juni og juli 1995<br>(dagtid) |
|---|

**Merknad:** dagtid i mai, juni og juli 1995.

**Kilde:** Hjellbrekke 1997

tidsserier for utslipp, og enkelte tendenser kanskje bare gjenspeiler endringer i beregningsmetode.

Tendensen i de årlige utslippene av VOC siden 1987-88 vises mer detaljert i figur 5.3. Denne startdatoen er relevant innenfor rammen av UNECE-protokollene om utslippsreduksjoner (punkt 5.5). Informasjon om årlige utslipp av NO<sub>x</sub> og de enkelte sektorenes bidrag i 1995 gis i punkt 4.5.

Figur 5.4 viser de viktigste sektorene som VOC-utslippene i de ulike delene av Europa kommer fra. Den viktigste kilden til NO<sub>x</sub>-utslipp i Vest-Europa var transport (63 %) (se figur 4.9). I landene i Sentral- og Øst-Europa sto sektorene energi og transport hver for omkring 35 %. Transportsektoren sto også for det meste av VOC-utslippene i Vest-Europa (45 %), mens industrien var den største i landene i Sentral- og Øst-Europa (46 %).

Naturlige kilder, særlig fra biosfæren, som bidrar til VOC- og NO<sub>x</sub>-konsentrasjonene i atmosfæren, er ikke tatt med i disse utslippstallene. For EUs vedkommende står disse utslippene for omkring henholdsvis 20 % og 7 % av de samlede menneskeskapte utslippene av VOC og NO<sub>x</sub>, midlet over året (Simpson 1995, Stohl m.fl. 1996). I episoder med høy ozonkonsentrasjon kan biogene kilder bidra mest til den atmosfæriske VOC-belastningen, særlig i Sør-Europa. Imidlertid er utslippene fra vegetasjonen her ikke så store at ozonets kjemi vil bli berørt i vesentlig grad ettersom NO<sub>x</sub>-konsentrasjonen synes å være den begrensende faktor (Simpson 1995). En studie av betydningen av NO<sub>x</sub>-utslippene fra jordbunnen tyder på at disse i flere områder av Europa kan gi en betydelig heving av de daglige maksimalkonsentrasjoner av ozon (Stohl m.fl. 1996).

### 5.5. Politiske tiltak og framskritt

Nedgangen i utslippene av ozonforløpere har delvis funnet sted takket være UNECE-konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning og de tilhørende protokollene om utslippsreduksjoner for NO<sub>x</sub> og VOC vedtatt i henholdsvis 1988 og 1991. I henhold til NO<sub>x</sub>-protokollen skulle partene innen desember 1994 stabilisere utslippene eller de grenseoverskridende strømmene på 1987-nivå. VOC-protokollen forutsetter at utslippene innen 1999 skal enten stabiliseres eller reduseres med minst 30 % i forhold til basisåret (vanligvis 1988). UNECE arbeider for tiden med en

**Figur 5.2 Menneskeskapte utslipp av NO<sub>x</sub> (i form av NO<sub>2</sub>) og NMVOC i Europa 1980-1995**

1000 tonn/år

Kilde: UNECE

**Figur 5.3 NMVOC-utslipp 1988-95**

% av 1988-nivå  
Vest-Europa  
Sentral- og Øst-Europa  
De nye uavhengige statene

Kilde: UNECE

**Figur 5.4 Menneskeskapte VOC-utslipp etter sektor 1990**

Vest-Europa  
Sentral- og Øst-Europa

Kilde: ETC/AE

protokoll om NO<sub>x</sub> og relaterte stoffer som forventes å være klar i 1999. Den vil ha som mål å fastsette nasjonale utslippstak for NO<sub>x</sub> og alle flyktige organiske forbindelser som vil ta hensyn til virkningene av utslippene og kostnadene ved å redusere dem. Det er lagt opp til en bred tilnæringsmetode som vil bidra til å redusere problemene med forurensning og eutrofiering i tillegg til problemene med fotokjemiske oksidanter.

Målene for reduksjon av utslippene av NO<sub>x</sub> og VOC i EUs femte handlingsprogram for miljø tok sikte på å stabilisere NO<sub>x</sub>-utslippene i 1994 på 1990-nivå og deretter redusere dem ytterligere til 30 % under 1990-nivå innen år 2000. Samme mål for år 2000 ble satt opp for VOC. EU arbeider for tiden på en ozonreduksjonsstrategi som skal sikre kostnadseffektive, virkningsrettede og kildebaserte løsninger for å fastsette et sett ozonkonsentrasjonsnormer. Normene vil bli fastsatt i et nytt underliggende direktiv om ozon. Målet med denne strategien vil være å identifisere behovet for ytterligere tiltak ut over dem som allerede er planlagt i gjeldende eller foreslått lovgivning. Det endelige resultatet vil komme i form av et forslag til direktiv som fastsetter nasjonale utslippstak for SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, VOC og NH<sub>3</sub> med sikte på en betydelig reduksjon av de atmosfæriske konsentrasjonene av ozon, forsurende og eutrofierende stoffer. Det såkalte IPPC-direktivet (integriert forebygging og begrensning av forurensning) er ment som et bidrag til å realisere målene i EUs femte handlingsprogram for miljø. Direktivet tar sikte på en integriert tilnærming for å redusere utslippene til luft, vann og jord fra stasjonære kilder. Det forutsetter at de myndigheter som er involvert i utstedelsen av konsesjoner til foretak skal basere utslippsgrensene i konsesjonene på nivåer som kan realiseres ved anvendelse av beste tilgjengelige teknologi (BAT).

EU-kommisjonen har fastsatt en rekke mer konkrete tiltak for å gjennomføre utslippsreduksjonene vedtatt i handlingsprogrammet for miljø:

- I juni 1996 vedtok Kommisjonen en melding om en framtidig strategi utformet for å kontrollere utslipp til atmosfæren fra veitransport, sammen med to forslag til direktiver. Det ene gjelder utslipp fra personbiler og vil fastsette et sett med påbudte avgasskrav for år 2000 samt skjerpede veiledende avgasskrav for år 2005. Det andre gjelder kvaliteten på diesel og bensin og fastsetter påbudte krav som skal gjelde fra år 2000.

Innen utgangen av 1998 må Kommisjonen legge fram ytterligere skjerpede avgasskrav til personbiler og nye forslag til krav til drivstoffkvalitet. Kommisjonen vil også utarbeide forslag om lette og tunge kjøretøyer, inspeksjon og vedlikehold. Innenfor rammen av det såkalte Auto Oil I-programmet konkluderte Kommisjonen også med at utslippsreduksjoner på minst 70 % var nødvendig for både NO<sub>x</sub> og VOC om ozonnivået i troposfæren skulle komme under grenseverdiene.

- Utslipp av VOC fra faste industrikilder er emnet for det såkalte løsemiddeldirektivet. Dette direktivet, som ble vedtatt i november 1996, fastsetter utslippstak for alle faste kilder innenfor en rekke områder innen industrien.
- Direktivet om reduksjon av utslipp relatert til lagring og distribusjon av bensin (trinn 1) forutsetter reduksjon i VOC-utslippene på alle trinn, både lagring, distribusjon og bruk av bensin.

Som det framgår av figur 5.7 og 4.10 har framskrittene når det gjelder å nå målene om utslippsreduksjoner vært varierende. Når det gjelder VOC, er det bare Europas nye uavhengige stater som nesten har nådd UNECE-målet om 30 % utslippsreduksjon i forhold til 1988. De andre landene slapp i 1995 fremdeles ut 75-90 % av 1988-nivået, og det er meget lite sannsynlig at de vil klare å nå reduksjonsmålene innen 1999. Det samme må sies om EUs medlemsstater. Når det gjelder NO<sub>x</sub>, ble målet om stabilisering på 1987-nivå stort sett nådd i 1994. Landene i Sentral- og Øst-Europa oppnådde den største reduksjonen (33 %). I noen østeuropeiske land kan reduksjonen delvis skyldes den økonomiske omstruktureringen.

De utslippsreduksjonene som er oppnådd så langt har ikke gitt færre overskridelser av de kritiske nivåene eller konsentrasjonstersklene. Dette kan dels skyldes årlige meteorologiske variasjoner. Men siden de omgivende konsentrasjoner av ozon ofte ligger over toksisk nivå, kan små utslippsreduksjoner kanskje ikke være nok til å redusere antallet overskridelser. Realiseres de omforente UNECE/CLRTAP- og EU-målene for utslippsreduksjoner, vil vi sannsynligvis få en 5-25 % nedgang i

toppkonsentrasjonene av ozon. Raskere gjennomføring av de foreslåtte EU-direktivene og nasjonal lovgivning når det gjelder utslipp fra mobile og faste kilder i alle de europeiske landene vil bli 106 Europas miljø

**Tabell 5.2 Reduksjon i overskridelsene av AOT40 (avlinger) som følge av en 40 % reduksjon i utslippene av NO<sub>x</sub> og VOC i forhold til 1990-nivå**

| 40 % utslippsreduksjon i | NO <sub>x</sub>  |             | VOC  |             |
|--------------------------|--|-------------|--|-------------|
|                          | gir en nedgang i overskridelsene av tålegrensene for avlinger i hele Europa med: |             | gir en nedgang i overskridelsene av tålegrensene for avlinger i hele Europa med: |             |
|                          | %  | AOT40(ppbh) | %  | AOT40(ppbh) |
| Vest-Europa              | 2  | 86          | 20   | 797         |
| Sentral- og Øst-Europa   | 4  | 160         | 3  | 117         |
| De nye uavh. statene     | 7  | 292         | 3  | 106         |
| Europa totalt            | 14   | 537         | 26   | 1020        |

**Merknad:** Basert på en forutsetning om gjennomsnittlig overskridelse på 3 900 ppbh over AOT40-terskelen for avlinger på 3 000 ppbh. Beregningene er basert på gjennomsnittlige meteorologiske data over fem år.

**Kilde:** Rees m.fl. 1997

nødvendig dersom reduksjonsmålene skal nås. Skal vi klare å komme under de kritiske nivåene som er fastsatt som tålegrense for vegetasjonen, vil vi uten tvil måtte redusere de samlede ozonkonsentrasjonene i troposfæren, noe som vil kreve tiltak over hele den nordlige halvkule.

#### **5.5.1. Kilde-/resipientforhold og utslippsreduksjonenes effektivitet**

Kilde/resipientforholdene har vist seg som et meget nyttig verktøy i utviklingen av reduksjonsstrategier, særlig når det gjelder forsuring (Alcamo m.fl. 1990). Slike forhold omfatter beregningen av samlet avsetning i et område ved å summere bidragene fra alle relevante kilder og forbindelser. For ozon er bildet mer sammensatt på grunn av det ikke-lineære forholdet mellom de ulike forløperne og påvirkningen fra bakgrunnstroposfæren.

Behovet for kilde-/resipientforhold for ozon som har bred gyldighet har økt som følge av kravet om kostnadseffektive og spatialt optimale reduksjonsstrategier. For å oppnå optimale utslippsreduksjoner som vil gjøre det mulig å nå målene på alle disse problemområdene må dessuten betydningen av NO<sub>x</sub> for ozonproblemet også sees i relasjon til betydningen av NO<sub>x</sub> når det gjelder forsuring og eutrofiering. Kilde/resipientforholdene for ozon (Heyes m.fl. 1996) anvendes nå for å understøtte UNECE i arbeidet med protokollen om NO<sub>x</sub> og relaterte stoffer og Kommisjonen i arbeidet med å utvikle en reduksjonsstrategi for ozon.

Tabell 5.2 viser reduksjonen i overskridelsene av det kritiske nivå (AOT40) for beskyttelse av avlinger (gjennomsnitt for Europa) som anslås å kunne tilbakeføres til en 40 % reduksjon i utslippene av NO<sub>x</sub> og VOC som vi har hatt i forhold til 1990-nivå. Selv om det var betydelige variasjoner i utslippene innenfor den enkelte gruppe land, framgår det av dataene at framtidige VOC-reduksjoner vil være mest virkningsfulle i Vest-Europa, mens de største reduksjonene i overskridelsene av de kritiske nivåene av NO<sub>x</sub> vil stamme fra utslippsreduksjoner i Øst-Europa. Resultatene viser imidlertid at en 40 % reduksjon langt fra er nok dersom ozonkonsentrasjonene skal reduseres til et nivå der det ikke vil inntreffe noen overskridelser av de kritiske nivåene.

#### **Referanser:**

Alcamo, J., R. Shaw og L. Hordijk (1990). The RAINS model of acidification. International Institute for Applied System Analysis. Kluwer, Academic Publishers, Dordrecht, Nederland.

Anderson, H. R., C. Spix, S. Medina 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. Vol. 10, s.1064-71.

Beck, J.P. og P. Grennfelt (1994). Estimate of ozone production and destruction over north-western Europe. Atmospheric Environment, Vol. 28, s. 129-140.

Beck, J.P., M. Krzyzanowski og B. Koffi. (1998). Tropospheric Ozone in the European Union. The Consolidated Report. Utkast til rapport for Europakommisjonen, ETC/AQ-EEA.

Borrego, C., M. Countinho og N. Barros (1994). Atmospheric pollution in the Lisbon airshed. Red.: H. Power, N. Moussiopoulos og C.A. Brebbia. Urban Air Pollution. Computational Mechanics Publications, Southampton, Storbritannia.

- Bower, J.S., K.J. Stevenson, G.F.J. Broughton, J.E. Lampert, B.P. Sweeney, J. Wilken m.fl. (1991). Ozone in the UK: A review of 1989/90 data from monitoring sites operated by Warren Spring Laboratory. Stevenage, Storbritannia.
- Bower, J.S., K.J. Stevenson, G.F.J. Broughton, J. Vallance-Plews, J.E. Lampert, B.P. Sweeney, S.W. Eaton, A.G. Clark, P.G. Willis, B.R.W. Stacey, G.S. Driver, S.E. Laight, R. Berwick og M.S. Jackson (1994). Air Pollution in the UK: 1992/93. Warren Spring Laboratory, Stevenage, Storbritannia.
- Brönniman, S. og U. Neu (1997). Weekend-weekday differences of near-surface ozone concentrations in Switzerland for different meteorological conditions. *Atmospheric Environment*, Vol. 31, s. 1127-1135
- CEC (1996). Utkast til Europaparlaments- og Rådsdirektiv om kvaliteten på bensin og diesel. Brussel, Belgia.
- Cox, R.A., E.J. Eggleton, R.G. Derwent, J.E. Lovelock og D.H. Pack (1975). Long-range transport of photochemical ozone in north-western Europe. I *Nature*, Vol. 255, s. 118-121.
- Dumont, G. (1996). Effects of short term measures to reduce ambient ozone concentrations in Brussels and in Belgium. Dokument fremlagt på Ministerkonferansen om bakkenært ozon i Nordvest-Europa. London, Storbritannia, mai 1996.
- EEA (1995). Europas miljø, Dobbris-rapporten. Red.: D. Stanners og P. Bourdeau, Det europeiske miljøbyrået, København, Danmark.
- EEA-ETC/AE (1997). CORINAIR 1994 Summary Report, EEA utkast til emnerapport. EEA, København.
- EEA-ETC/AE (1996). CORINAIR 1990 Summary Report 1, EEA emnerapport 7/1996. EEA, København.
- Feister, U. og W. Warmbt (1987). Long-term measurements of surface ozone in the German Democratic Republic. I *J. Atmos. Chem.*, Vol. 5, s. 1-21.
- Feister, U. og U. Pedersen (1989). Ozone measurements January 1985 - December 1985. Report No 1. Potsdam/Lillestrøm, Meteorological Service of the GDR/Norsk institutt for luftforskning. EMEP/CCC-Report 3/89, Lillestrøm, Norge.
- Fuhrer, J. og B. Achermann (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, Sveits.
- Grennfelt, P., J. Saltbones og J. Schjoldager (1987). Oxidant data collection in OECD-Europe 1985-87 (OXIDATE). April-September 1985. NILU OR 22/87, NILU, Lillestrøm, Norge.
- Grennfelt, P., J. Saltbones og J. Schjoldager (1988). Oxidant data collection in OECD-Europe 1985-87 (OXIDATE). Report on ozone, nitrogen dioxide og peroxyacetyl nitrate October 1985 - March 1986 and April-September 1986. NILU OR 31/88. NILU, Lillestrøm, Norge.
- Grennfelt, P., Ø. Hov og R.G. Derwent (1994). Second generation abatement strategies for NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> and VOCs. I *Ambio*, Vol. 23, s. 7, 425-433.
- Guicherit, R. og H. van Dop (1977). Photochemical production of ozone i Western-Europe (1971-1975) and its relation to meteorology. I *Atmospheric Environment*, Vol. 11, s. 145-155.



Heyes, C., W. Schöpp, M. Amann, I. Bertok, J. Cofala, F. Gyarfas, Z. Klimont, M. Makowski, og S. Shibayev (1996). A model for optimizing strategies for controlling ground-level ozone in Europe. IIASA, Laxenburg, Østerrike.

Hjellbrekke, A.-G. (1997). Ozone Measurements 1995. EMEP/CCC-Report 3/97. NILU, Kjeller, Norge.

de Leeuw, F.A.A.M., R.J.C.F. Sluyter, E.D.G. van Zantvoort og S. Larssen (1995). Exceedance of ozone threshold values in the European Community in 1994. EEA emnerapport 1995. EEA, København.

de Leeuw, F.A.A.M og E.D.G. van Zantvoort (1996). Exceedance of ozone threshold values in the European Community in 1995. EEA emnerapport 29/1996, EEA, København.

de Leeuw, F.A.A.M og E.D.G. van Zantvoort (1997). Exceedance of ozone threshold values in the European Community in 1996. EEA emnerapport 7/1997, EEA, København.

Malik, S., D. Simpson, A.-G. Hjellbrekke og H. ApSimon (1996). Photochemical model calculations over Europe for summer 1990.

- Model results og 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. Ed: P:M. Borrell. SPB Academic Publishing, Haag, Nederland.
- Moussiopoulos, N. (1994). Air pollution in Athens. In Urban Air Pollution. Red.: H. Power, N. Moussiopoulos, og C.A. Brebbia. Computational Mechanics Publications, Southampton, Storbritannia.
- Olendrzynski, K. (1997). Emissions. In Transboundary Air Pollution in Europe. Red.: E. Berge EMEP/MSC-W Report 1/97. DNMI, Oslo, Norge.
- Ponce de Leon, A., H.R. Anderson, J.M. Bland, D.P. Strachan, J. Bower (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, Vol. 50 (Supplement 1): S63-S70.
- PORG, United Kingdom Photochemical Oxidants Review Group (1987). Ozone in the United Kingdom, London, UK. 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., Vol. 100, No D11, s. 22891-22906.
- Simpson, D., K. Olendrzynski, A. Semb, E. Storen og S. Unger (1997). Photochemical oxidant modelling in Europe: multi-annual modelling and source-receptor relationships. EMEP/MSC-W Report 3/97. DNMI, Oslo, Norge.
- Stahelin, J., J. Thudium, R. Buehler, A. Volz-Thomas og W. Graber (1994). Trend in surface ozone concentrations at Arosa (Switzerland). I Atmospheric Environment, Vol. 28, s. 75-87.
- Stohl, A., E. Williams, G. Wotawa og H. 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, Vol. 30, s. 3741-3755.
- UNECE (1979). Konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning. 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 D. Kley (1988). Evaluation of the Montsouris series of ozone measurements made in the nineteenth century. I Nature, Vol. 332, s. 240-242.
- Volz-Thomas, A. (1993). Trends in photo-oxidant concentrations. In: 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, Nederland, s. 59-64.
- WHO (1987). Air Quality Guidelines for Europe. Regional Publications, European Series No 23. Verdens helseorganisasjon, København.
- WHO (1995). Update and revision of the Air Quality Guidelines for Europe. Meeting of the Working Group "Classical" Air Pollutants. Verdens helseorganisasjon, København.

WHO (1996a). Update and revision of the WHO air quality guidelines for Europe. Classical air pollutants; ozone and other photochemical oxidants. Europeisk senter for miljø og helse, Bilthoven, Nederland.

WHO (1996b). Update and revision of the WHO air quality guidelines for Europe. Ecotoxic effects, ozone effects on vegetation. Europeisk senter for miljø og helse, Bilthoven, Nederland.

## 6. Kjemikalier

### Hovedkonklusjoner

Veksten i Vest-Europas kjemiske industri har fortsatt siden *Dobris*-rapporten kom ut, og produksjonen har siden 1993 økt raskere enn BNP. Produksjonen i Sentral- og Øst-Europa og i de nye, uavhengige statene i Europa har gått markert ned siden 1989, i tråd med nedgangen i BNP, men etter 1993 har produksjonen i noen land delvis tatt seg opp igjen. Resultatet er at kjemikaliestrømmen gjennom økonomien i hele Europa har økt.

Det finnes få data om utslipp, men kjemikalier finnes over alt i miljøet, også i dyre- og menneskevev. Europeisk register over eksisterende kjemiske stoffer inneholder over 100 000 kjemiske forbindelser. Trusselen som mange av disse kjemikaliene utgjør, er ennå uvisst på grunn av manglende kunnskaper om kjemikalienes konsentrasjoner og hvordan de beveger seg gjennom og akkumuleres i miljøet for deretter å påvirke mennesket og andre livsformer.

Noe informasjon er imidlertid tilgjengelig, f.eks. om tungmetaller og persistente organiske forbindelser (POP). Selv om utslippene av noen av disse stoffene går ned, er konsentrasjonene i miljøet fremdeles bekymringsfullt høye, særlig i områder som er svært kontaminert og i sluk som f.eks. Arktis og Østersjøen. Selv om enkelte kjente POPer fases ut, blir mange andre med lignende egenskaper fremdeles produsert i store mengder.

Nylig ble det uttrykt bekymring over de såkalte «hormonhermerne», dvs. POPer og noen metallorganiske forbindelser, særlig som en mulig årsak til forstyrrelser i menneskers og dyrs reproduksjon. Selv om det finnes eksempler på slik påvirkning på dyrelivet i sjøen, har vi så langt ikke tilstrekkelig bevis for noe årsaksforhold mellom slike kjemikalier og virkningen på menneskets reproduksjon. Årsakene er stort sett ukjente, og kan innbefatte endringer i livsstil og klesvaner i tillegg til kjemikalier i miljøet.

På grunn av vanskeligheten og kostnaden ved å evaluere toksisiteten ved det store antallet kjemikalier som kan være farlige ved bruk, særlig de med mulige reproduktive og nevrotoksikologiske virkninger, går noen aktuelle bekjempelsesstrategier, som den valgt av OSPAR-konvensjonen om vern av Nordsjøen, nå på å redusere kjemikalie-«belastningen» i miljøet ved å eliminere eller redusere bruken og utslippene av dem. UNECE forventes å ferdigstille to nye protokoller i 1998 om utslipp til luften av tre tungmetaller og seksten POPer i henhold til Konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning.

Enkelte nye nasjonale og internasjonale initiativer er fremmet etter *Dobris*-rapporten for å redusere kjemikalienes mulige innvirkning på miljøet, herunder frivillige reduksjonsprogrammer, innføring av avgifter på særlige kjemikalier og offentlig tilgang til data tilsvarende US Toxic Release Inventory, som f.eks. EUs direktiv for integrert forebygging og begrensning av forurensning. Det er rom for mer utstrakt anvendelse av slike virkemidler i hele Europa.

### 6.1. Innledning

Siden den industrielle revolusjon er et stort antall nye kjemiske forbindelser blitt syntetisert i laboratorier og produsert, for noens vedkommende i meget store mengder, av den kjemiske industri. Mange av disse brukes som råstoffer i framstillingen av en lang rekke industrivarer og andre produkter.

Vi vet ikke hvor mange kjemiske stoffer som er i bruk, men i 1981 ble industrien i EU bedt om å identifisere de stoffene som nå finnes på markedet. Resultatet, Europeisk register over eksisterende markedsførte kjemikalier (European Inventory of Existing Commercial Chemical Substances - EINECS), inneholder 100 116 kjemiske forbindelser. Overslag over det faktiske antallet som for tiden markedsføres varierer mellom 20 000 og 70 000 (Teknologirådet,

1996). Hvert år kommer flere hundre nye stoffer ut på markedet.

Et stort antall av de kjemikalier som er i bruk finner veien til millioner av forbruksvarer og andre produkter og derfra til miljøet. Vi vet at mange av dem er eller kan være farlige for miljøet og den menneskelige helse.

De mer ekstreme risikoene ved tilvirkning og bruk av kjemikalier, som eksplosjon, brann og akutt forgiftning, er velkjente (kapittel 13), og det samme gjelder noen av problemene som er knyttet til utslipp av kjemikalier til vann (kapittel 9 og 10), luft (kapittel 2, 3, 4, 5 og 12), jord (kapittel 11) samt deponering av kjemikalier (kapittel 7). For et begrenset antall kjemikalier har vi rimelig gode kunnskaper om de kroniske (langsiktige) helsevirkningene hos produksjonsansatte og enkelte andre yrkesgrupper. Imidlertid har vi fremdeles begrensede kunnskaper om de mulige menneskelige og økologiske konsekvenser av spredning i miljøet av de fleste kjemikalier.

De emnene som undersøkes og den måten viktige tema oppfattes av premissleverandører og forskere har på flere måter endret seg siden kjemikalienes konsekvenser for miljøet først kom på dagsordenen i 1970-årene. En del av dette er søkt vist i tabell 6.1. En av de største forskjellene nå i forhold til 1970-årene er den økte vektleggingen av forbruksvarer, inkludert matvarer, som for de aller fleste er den viktigste kilden til eksponering for farlige stoffer.

Dette kapittelet behandler de sakene som har vært viktigst på 1990-tallet og vil prøve å gi et svar på de fire store spørsmålene som stilles i denne rapporten, nemlig:

1. Hva er tendensene innenfor produksjonen av kjemikalier i Europa?
2. Hvordan beveger kjemikaliene seg gjennom miljøet, og hvordan akkumuleres de i miljøet?
3. Hvilke menneskelige og økologiske konsekvenser har de?
4. Hvilke politiske tiltak kan settes inn for å motvirke disse konsekvensene?

Kapittelet er bredt anlagt og omfatter både produksjon og bruk av kjemikalier som kilder til forurensning. Vi har valgt ut to grupper farlige stoffer - tungmetaller og persistente organiske forbindelser - for å illustrere hvilke problemer vi står overfor og hvordan disse er behandlet.

**Tabell 6.1 Aktuelle forskningstema og oppfatning av tema vedrørende kjemisk forurensning: 1970-årene -1990-årene**

| 1970-årene  | 1990-årene   |
|---|--|
| fokus på det enkelte medium som forurenses (hovedsakelig luft og overflatevann) | fokus på flere medier (herunder jord, sedimenter og grunnvann)                                     |
| punktkilder til forurensning f.eks. skorsteiner                                 | diffuse kilder, f.eks. landbruk, produkter, varer  |
| omgivende konsentrasjoner   | samlet eksponering gjennom mat, luft, vann, jordbunn, produkter                                    |
| helse på arbeidsplassen   | forbrukerhelse, økosystemenes helse  |
| lokalt fokus på regionen  | internasjonalt/globalt fokus   |
| begrenset, ukvantisert økonomisk tap  | omfattende, kvantifiserbart økonomisk tap  |
| tilnærming til den enkelte effekt («single-effect approach»), f.eks. leukemi    | tilnærming til flere effekter («multi-effect approach») f.eks. konsekvenser for reproduksjonsevnen |
| tilnærming til det enkelte stoff («single-substance approach»)                  | tilnærming til flere miljøgifter/blandinger («multi-pollutant/mixtures approach»)                  |
| «end-of-pipe»-tilnærming  | ren produksjon og integrert forurensningskontroll, livsløpsvurderinger (LCA)                       |
| merking og bruksanvisning   | offentlig informasjon om frigjøring og overføringer  |
| produksjonsprosesser  | prosesser og produkter   |
| et ensidig kjemisk produktsalg  | Produktoppfølging, totale kjemiske tjenester   |
| særlovgivning   | rammelovgivning, avgifter, frivillige ordninger, «responsible care» osv                            |

**Kilde:** EEA, bearbeidelse av tabell 3, s. 248 i Van Leeuwen m.fl. (1996).

## 6.2. Produksjonstendenser

Den globale kjemiske industri har hatt en enorm produksjonsvekst siden 1945. Produksjonen var i 1995 på hele 400 millioner tonn. Omsetningen på verdensbasis ble anslått til USD 1 540 milliarder i 1994, hvorav USA, Japan og Tyskland sto for halvparten. Europa er med 38 % (Vest-Europa 33 %) av verdens omsetning den regionen i verden som har størst produksjon av kjemikalier, tett fulgt av Asia og Stillehavsregionen, Japan inkludert, som står for 31 % (UNECE 1997).

Europa eksporterte kjemikalier for en verdi av ECU 54,3 milliarder i 1996, med 19,5 milliarder til Asia, 5,7 millioner til Japan, 14,3 milliarder til USA, 5,9 milliarder til Latin-Amerika og 8,9 milliarder til Øst-Europa. I 1996 ble det importert kjemikalier for en verdi av ECU 22 milliarder (CEFIC,1997). Veksten i den kjemiske industri har historisk fulgt veksten i BNP, men siden 1993 har den økt enda raskere (figur 6.1).

Landene i Sentral- og Øst-Europa har ikke fått del i denne veksten. I tråd med den betydelige nedgangen i BNP (35 % fra 1989 til 1995) hadde man her en stor nedgang i kjemikalieproduksjonen. Siden 1993 har den imidlertid tatt seg opp igjen i flere av disse landene, som Bulgaria, Kroatia, Den tsjekkiske republikk, Estland, Ungarn, Polen og Slovenia.

De største forbrukere av kjemikalier er den kjemiske industri selv, annen fabrikkindustri, særlig gummi- og plastindustrien, samt produsenter av tjenester og forbruksvarer (figur 6.2).

De to viktigste «drivkreftene» bak veksten i den kjemiske industri er etterspørselen etter stadig nye forbruksvarer, som kan innbefatte nye kjemikalier, og behovet for å finne bruksområder og markeder for produkter og biprodukter fra oljeindustrien, som i sin tur drives av den økende etterspørselen etter brennstoff. Et typisk oljeraffineri som produserer omkring 2,5 millioner tonn olje hvert år, vil f.eks. samtidig produsere tusenvis av kilo med biprodukter som benzen, etylen og propylen, som brukes som råstoffer i den kjemiske industri (Friedlander 1994). På samme måte er klor, som er et biprodukt i produksjonen av natriumhydroksid, og kadmium, et biprodukt i sinkraffinerier, viktige kjemiske produkter for sekundær industriproduksjon.

Det at store deler av produksjonen i den kjemiske industri er i form av biprodukter, betyr at de miljøproblemer som produksjonen av kjemikalier medfører, bare kan løses på en tilfredsstillende måte ved at det gjennomføres en fullt integrert vurdering av konsekvenser og tiltak. F.eks. kan en reduksjon i bruken av et giftig stoff som kadmium i batterier innebære at kadmium, som i det alt vesentligste er et biprodukt av raffineringen av sink, må finne andre avsetningsmuligheter eller bli avfall, alternativer som kan ha større miljøkonsekvenser enn kadmiumbatterier (Stigliani og Anderberg 1994).

## 6.3. Tungmetaller

De tungmetaller som vekker størst helsemessig bekymring er kadmium, kvikksølv og bly. Kadmium brukes i maling og plast foruten

**Figur 6.1 Kjemikalieproduksjon og BNP i Vest-Europa**

|  |
|--|
| indeks<br>BNP EU (indeks 1991=100)<br>kjemisk produksjon (indeks 1990=100) |
|--|

Kilde: CEFIC 1996

**Figur 6.2 Kjemikalienes avtakere 1991**

|   |
|---|
| sluttbruk<br>tjenester<br>landbruk<br>tekstiler og bekledning<br>metallurgisk, mekanisk og elektr. industri<br>byggebransje<br>bilindustri<br>papirindustri |
|---|

annet

**Kilde:** CEFIC 1996

i batterier. Kvikksølv brukes av tannleger og i batterier. Fra et miljøsynspunkt er den viktigste faktoren likevel tilsetningen av bly i bensin for å forhindre tenningsbank. Alle disse tre stoffene er giftige for mennesket og kan gi skadevirkninger på bakgrunnsnivå. Skadepotensialet kan dessuten øke som følge av bioakkumulering.

### **Utslipp og konsentrasjoner**

Estimater for de 32 landene i Europa over tidligere og sannsynlige framtidige utslipp til luft av enkelte tungmetaller er vist i figur 6.3. Framtidige utslippsscenarioer er basert på at beste tilgjengelige teknologi (BAT) gradvis vil bli innført og at bly i stadig større grad vil bli fjernet fra bensin. Dagens utslipp av kadmium og bly ligger rundt 65 % under toppnivået i 1965.

Utslippene av kvikksølv til luft stammer hovedsakelig fra forbrenning av kull, sementproduksjon og ikke-jernmetallindustrien samt forbrenning av kommunalt avfall. De produktene som har høyest kvikksølvinnhold som dumpes sammen med kommunalt avfall er batterier, lysstoffrør, kvikksølvtermometre og amalgamavfall (Umweltbundesamt og TNO 1997). Samlet kvikksølvutslipp til luft (fra EMEP-området, se kart 6.1) ble anslått til 462 tonn i 1990, hvorav halvparten skrev seg fra kraftproduksjonen og 38 % fra industrikilder. Vesteuropiske kilder sto for mer enn halvparten av den totale mengden, landene i Sentral- og Øst-Europa og Europas nye, uavhengige stater sto hver for omkring en firedel. Utslippmønstrene stemmer i grove trekk overens med befolkningstetthet.

Reduksjonen i utslippene av bly som følge av økende bruk av blyfri bensin (se punkt 4.6.2, kart 4.7) vises i figur 6.4.

Tungmetaller kan bli transportert over landegrensene før de ender opp i jorden, sedimenter i sjøen eller biota. Kart 6.2 viser avsetningsmønsteret for kadmium i Nord-Europa, undersøkt ved hjelp av biologisk overvåking av mose. Kadmium slippes hovedsakelig ut fra diffuse kilder og spredningen blir stor. Punktkildene er vanligvis av mindre betydning for kadmium enn for andre tungmetaller. Konsentrasjonene tenderer å falle fra sør mot nord, med enkelte topper i industriområder (Rühling 1994).

De fleste elvene i Europa inneholder høye tungmetallkonsentrasjoner. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av kadmium i perioden 1991-1993 var omkring 50 ganger høyere i forurensede elver enn i rene elver, 9 ganger høyere for bly, 11 ganger høyere for krom og 4 ganger høyere for kobber (tabell 6.2). Sett under ett har konsentrasjonene gått ned siden 1985. Nedgangen for kadmium i enkelte elver skyldes strengere lovgivning, og de reduserte konsentrasjonene av andre metaller i en rekke elver skyldes bedre rensing av avløpsvann. Selv i de

**Figur 6.3 Estimater over utslipp til luft av enkelte tungmetaller i Europa 1955-2010**

1000 tonn  
bly  
sink

1000 tonn  
arsenikk  
kadmium

Kilde: Pacyna 1996

**Figur 6.4 Reduksjoner i utslipp av bly fra bensin 1990-96**

Norge  
Hviterussland  
Sverige  
Finland  
Danmark  
Tyskland  
Nederland  
Slovenia



Ukraina  
Estland  
Sveits  
Georgia  
Storbritannia  
Litauen  
Kroatia  
Bulgaria

**Merknad:** \* data fra 1990 til 1995.

Blyutslippene fra kjøretøyer i Tyrkia ble doblet i perioden 1990-96.

**Kilde:** Den danske Miljøstyrelsen 1998

elvene hvor situasjonen er bedret, er konsentrasjonene fremdeles rundt fem ganger høyere enn i rene elver. Det er ikke klart om forbedringene som er gjennomført er tilstrekkelig omfattende til å sikre gjenoppbygging av de berørte økosystemene ettersom det er så vanskelig å få klarhet i hvor tålegrensene ligger (OECD 1996).

### ***Konsekvenser***

En del gruver, smelteverk og industrianlegg har forårsaket alvorlig lokal forurensning med tungmetaller. F.eks. har smelteverk bygget for 50 år siden i den tidligere Sovjetunionen skapt nærmest industrielle ørkener der all eller nesten all vegetasjon innen en radius på 15 km er ødelagt. Høye konsentrasjoner av nikkel, kobber og bly er funnet i mose opptil 200 km fra disse kildene. Konsentrasjonene av kobber og nikkel i overflatevann innenfor en 30 km radius fra de største smelteverkene i Murmansk-regionen ligger godt over giftighetsnivået for mennesker, og økosystemene i minst fem vannforekomster i dette området er fullstendig ødelagt.

Tungmetallenes innvirkning på økosystemene vises godt rundt smelteverk, deponier for gruveavfall og andre typer forurenset grunn. Imidlertid er det ofte vanskelig å bringe klarhet i om en effekt skyldes forsuring eller avsetning av tungmetaller.

Det finnes ingen klar dokumentasjon på at tungmetaller gir storskalakonsekvenser for skogen som økosystem.

**Kart 6.1 Kvikksølvutslipp til luft 1990**

Kvikksølvutslipp til luft

**Kilde:** Umweltbundesamt og TNO 1997

Imidlertid har konsentrasjonen av bly, kadmium og kvikksølv i humuslaget i skogbunnen i 50 % av Sverige økt med en faktor på mellom 3 og 10 siden førindustriell tid - konsentrasjonene faller fra sør mot nord (Det svenske Naturvårdsväret 1993).

Det er gjort lite innen overvåking av storskalakonsekvenser av tungmetaller på økosystemene i ferskvann og kystfarvann. Det er imidlertid sammenheng mellom problemene med forsuring og eutrofiering og utslipp av tungmetaller til vann og vassdrag og kystfarvann.

---

**Kart 6.2 Kadmium i mose, begynnelsen av 1990-tallet**

---

Kadmium i mose

**Kilde:** Rühling 1994

Faller pH-verdien fra 7 til 4 øker imidlertid utvaskingen av mangan, kadmium og sink med en faktor på rundt 10 (Det svenske Naturvårdsvärket 1993a). Eutrofieringsgraden vil være avgjørende for den biologiske tilgjengelighet og sedimenteringen av disse metallene i den enkelte vannforekomst.

Høye konsentrasjoner av tungmetaller kan øke presset på biota, som kan bli mer mottakelig for infeksjoner.

Kvikksølvkonsentrasjonene i fisk, særlig i Skandinavia, er høyere enn det som er akseptabelt helsemessig sett. Omkring 40 000 innsjøer i Sverige er anslått å inneholde gjedde med kvikksølvkonsentrasjoner over grenseverdien på 0,5 mg/kg som er satt for beskyttelse av forbrukernes helse. Kvikksølvnivået i fisk går ikke ned, og det til tross for den store nedgangen i innenlandske utslipp i Sverige, trolig som følge av transport av kvikksølv fra andre steder og fra lokal utvasking (Det svenske Naturvårdsvärket 1993a).

En godt dokumentert konsekvens av et giftig kjemikalie på de marine økosystemene er tributyltinn-effekten (TBT-effekten) observert i østers og purpursnegl. I 1980-årene oppdaget man at østers flere steder viste tegn på abnorm vekst, herunder fortykkelse av skallet, og mange snegler led av imposex (dannelsen av mannlige kjønnsorganer hos hunner). Det ble funnet at østers og snegler med slike symptomer levde i nærheten av havner og marinaer. De hadde høyt tinninnhold i vevet, og tinnstammet fra antigroemidler i bunnstoff for båter. En undersøkelse av omfanget og graden av imposex forårsaket av TBT har avslørt omfattende konsekvenser langs den britiske kyst (UK Environment Agency 1996).

### Konklusjon

Utslippene av tungmetaller går ned som et resultat av at bly fjernes fra bensin, bedre rensemetoder for avløpsvann og forbedrede forbrenningsovner, renere teknologi i metallindustrien og reduksjoner i bruken av kadmium og kvikksølv i faste kilder. De diffuse utslippene av kadmium og kvikksølv er imidlertid vanskeligere å styre og utgjør fremdeles et problem. Det ville gi store forbedringer om bruken av tilgjengelig teknologi ble gjennomført i alle land. Virkningene på de marine økosystemene, muligheten for biologisk konsentrasjon og de høye konsentrasjonene som er funnet i enkelte områder tyder på at vi fortsatt må vie de mulige virkningene av tungmetaller på den menneskelige helse stor oppmerksomhet.

**6.2 Gjennomsnittlige verdier for enkelte metaller i elvevann i 1995 i µg/l Tabell**

|                                   | Kadmium     | Bly  | Krom | Kobber  |
|-----------------------------------|-------------|------|------|---------|
| <b>Relativt rene elver</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 |
| Sveits                            | 0,021       | 1,33 | 0,51 | 1,33    |
| <b>Relativt forurensede elver</b> |             |      |      |         |
| Portugal                          | 5,02        | 302  | 102  | 5,02    |
| Spania                            | 1,3         | 141  | 5,01 | 5-101   |
| Polen                             | 0,2         | 3-9  | 7,81 | 4       |

<sup>1</sup> Data fra 1993.

<sup>2</sup> Data fra 1992.

<sup>3</sup> Data fra 1994.

Kilde: OECD, oppdatert 1997

### 6.4. Persistente organiske forbindelser

Persistente organiske forbindelser (POP - se tabell 6.3) finnes over hele kloden og kan akkumuleres i vevet hos mennesker og dyr. De blir meget brukt og spres med vind og havstrømmer og gjennom biota. Enkelte POPer dannes som uønskede biprodukter og kan være vanskelige å identifisere og kontrollere. Andre produseres med vilje med sikte på bruk som plantevernmidler eller industrikjemikalier. Framstillingen og bruken av enkelte stoffer som er faset ut i Vest-Europa, pågår fortsatt i enkelte

utviklingsland. Disse kan utgjøre en trussel mot biosfæren i disse landene men også i Europa og Arktis, som kan bli eksponert gjennom handelsvarer og global spredning.

For å forstå hvordan POPene transporteres over lange avstander og over landegrensene og akkumuleres i miljøet, må vi kjenne de regionale og globale klimaforskjellene som bidrar til «global destillering». F.eks. er de atmosfæriske konsentrasjonene av DDT og DDE, lindan og andre plantevernmidler noen ganger større i områder hvor de blir lite brukt enn i de tropiske landene hvor de er i omfattende bruk som insektmidler (Wania og McKay, 1996). Enkelte områder kan vekselvis fungere som sluk og kilder til POP. F.eks. vil POPene bli deponert og sendt ut igjen avhengig av årstid i De store sjøer i Nord-Amerika (CCEC 1997) og muligens også i Østersjøen.

### ***POPer i det marine miljø***

Verden over finnes det mange eksempler på høye konsentrasjoner av POPer i det marine

Tabell 6.3 Noen persistente organiske forbindelser

| Akronym     | Forbindelse  | Anvendelse  |
|-------------|--|---|
| PAH         | Polysykliske aromatiske hydrokarboner                    | I råolje - fra ufullstendig forbrenning av brennstoff og ved - kreosot til trykkimpregnering av tre – tretjære  |
| PAC         | Polysykliske aromatiske forbindelser                     | Heterosykliske aromatiske forbindelser, PAH-derivater (som nitro-, klor- og brom-PAH)   |
| HAC         | Halogenerte alifatiske forbindelser                      | Flyktige halogenerte løsemidler som tri- og tetrakloretylen og EDC-tjære  |
| CP          | Klorert parafin  | C10 - C30 alkaner med 30-70 % klor  |
| PCB         | Polyklorerte bifenyler                                   | Mer enn 200 ulike stoffer, isolasjonsvæske i kondensatorer og transformatorer, kabler, myknere, tilsetningsstoffer til olje og maling, selvkopierende papir, hydraulisk væske                                     |
| PBB         | Polybromerte bifenyler/difenyletere                      | Mellomprodukter i den kjemiske industri. Brannhemmende midler.  |
| PCN         | (Poly)klorerte naftalener                                | Isolasjonsvæske i kondensatorer, brannhemmende midler, oljetilsetningsstoffer, treimpregneringsmidler, plantevernmidler, uønskede forbrenningsprodukter   |
| PCDE        | Polyklorerte difenyletere                                | Biprodukter av PCP, erstatningsstoffer for PCB, tilsetningsstoff til plantevernmidler   |
| PCS         | Polyklorerte styrener                                    | Biprodukter fra kjemiske prosesser  |
| PCT         | Polyklorerte terfenyler                                  | Erstatningsstoffer for PCB  |
| ACB         | Alkylerte klorbifenyler                                  | Erstatningsstoffer for PCB  |
| PCP         | Pentaklorfenol   | Soppmidler, bakteriedrepende midler, treimpregnering  |
|             | Klorguajakoler   | Biprodukt ved bleking av tremasse   |
| PCDD/F      | Polyklorerte dibenzodioksiner/<br>dibenzofuraner         | Mer enn 200 forbindelser. Uønskede biprodukter av en rekke kjemiske prosesser, urenheter i PCB-olje, samt i klorfenolprodukter (fenoksytyrer), forbrenningsprodukter (forbrenningsanlegg), bleking av papirmasse. |
| PAE         | Ftalsyreestere (ftalater)                                | Myknere i polymerer (PVC), tilsetningsstoffer i maling, lakk, kosmetikk, smøremidler  |
|             | Metallorganiske forbindelser                             | Hovedsakelig kvikksølv, bly og tinn, kvikksølv i maling, beising av såkorn, slimmidler, bly i bensin, tinn i antiagroemidler i bunnstoff for båter  |
| DDT         | 4,4'-diklordifenyl- trikloretan                          | Insektmiddel som fremdeles brukes i tropiske utviklingsland   |
| DDE 4,4'    | Diklordifenyl- dikloretan                                | Nedbrytningsprodukt av DDT  |
| HCH         | Heksaklorsyklusheksan, lindan                            | Insektmiddel. Flere persistente isomerer, fra 1 % til 90 % i heksan (gammaisomer).  |
| Syklodiener | aldrin, endrin, dieldrin, endosulfan, klordan, heptaklor | Plantevernmidler  |
| PCC         | Polyklorerte kamfener                                    | Plantevernmidler som toksafen, kamfeklor  |
| NPN         | Nonylfenol   | Stabilt mellomprodukt i nedbrytingen av nonylfenoletoksylater (NPEO) i rensemidler  |

**Merknad:** Bruken av plantevernmidler med DDT og nedbrytningsproduktet DDE, lindan, aldrin, dieldrin og endrin er forbudt eller begrenset. Restriksjoner er også vedtatt for PCB, PBB (heksabrombifenylyl) PCT, PCP, PCDD/F og PCC. Aldrin, klordan, DDT, dieldrin, endrin, mireks, pentaklorfenol (PCP), toksafen, dioksiner, furaner, heksabrombifenylyl, HCB, PAH og PCB, og kortkjedete klorerte parafiner er inntatt i Protokollen om persistente organiske forbindelser under UNECE-konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning.

**Kilde:** Det svenske Naturvårdsväret 1993b

miljø i f.eks. Nordsjøen (Greenpeace 1993):

- Høye konsentrasjoner av plantevernmidler med organiske klorforbindelser og PCBer er funnet i leveren hos fisk i den sørlige delen av Nordsjøen, men konsentrasjonene synes å gå ned. Konsentrasjonen av PCB-153 i torskelever gikk ned fra 1 100 mg/kg i 1987 til 470 mg/kg i 1991.
- PCB-konsentrasjonene i ål i elvene Rhinen og Meuse overskred grensene for forbruk. Vi kan ennå ikke påvise noen klar nedgang i nivåene, til tross for at PCB ikke lenger framstilles.
- Konsentrasjoner av lindan påvises i hele Nordsjøen men er høyest i kystbeltet fra det sørlige England til Norge. Lindan er registrert i sedimenter, i særlig høye konsentrasjoner i Skagerrak.

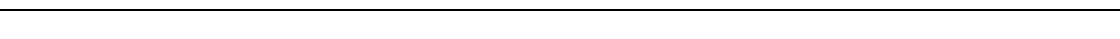
Sammenligninger av konsentrasjonene av miljøgifter i spekket i tre selarter i Østersjøen, Skagerrak, Kattegat og Nordsjøen viser at PCB-konsentrasjonene i steinkobbe i Østersjøen er dobbelt så høye som hos deres artsfrender i Skagerrak, mens konsentrasjonen av sDDT (summen av DDT, DDE og DDD) i selene i Østersjøen var omkring fire ganger høyere enn i selene i Skagerrak. Ringsel fra Østersjøen hadde like høye PCB-konsentrasjoner som det som ble funnet i steinkobbene i Skagerrak, mens DDT-konsentrasjonene var tre ganger så høye. Gråsel i Østersjøen har de høyeste konsentrasjonene av både PCB og DDT (figur 6.5). Sammenligner vi disse resultatene med tidligere studier, ser vi at det har vært en betydelig nedgang i DDT-konsentrasjonene siden begynnelsen av 1970-årene. I ringsel har konsentrasjonene av både DDT og PCB gått ned. Imidlertid er nivåene observert i Nordøst-Skottland 10 ganger lavere enn i Østersjøen (Blomkvist m.fl. 1992).

POP-konsentrasjonene i det marine miljø i Europa er drøftet i kapittel 10, punkt 10.3.2. Observasjoner gjort på mer enn 40 forskjellige steder i Østersjø-området siden 1967, som altså dekker en periode med utstrakt bruk av persistente organiske forbindelser, etterfulgt av en periode med internasjonale regelverk og tiltak for å beskytte miljøet og til sist en gjenoppbyggingsperiode (Bignert 1997), viser at konsentrasjonene av sDDT i livet i sjøen gikk ned med omkring 11 % i året mellom 1968 og 1996. Konsentrasjonen av PCB gikk ikke fullt så fort ned, sannsynligvis på grunn av PCB-lekkasje. Figur 6.6 viser de fallende konsentrasjoner i lomviegg. Populasjoner av flere truede arter - f.eks. oter i Skandinavia og den arktiske region - er gjenoppbygget i takt med synkende POP-nivåer i fettvevet (AMAP 1997).

Akkumulasjonsraten for flyktige organiske forbindelser hos de ulike artene avhenger av den biologiske prosessen som gjør at konsentrasjonen av miljøgifter vil øke for hvert trinn i næringskjeden. Den vil altså være avhengig av hva organismene på hvert trinn ernærer seg av. Oppkonsentrasjon av PCB, DDT og andre POPer i næringskjedene er rapportert i mange deler av verden: De store sjøer i Nord-Amerika (1960-årene) og Østersjøen (1970-årene). Oppkonsentrasjon av PCBer og DDT er også påvist i arktiske pattedyr i Europa. PCB og sDDT er funnet i meget høye konsentrasjoner på toppen av næringskjeden, dvs. i isbjørnen (EEA 1996).

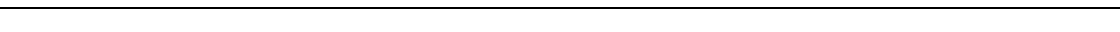
Donau og Donaus elvedelta er et av verdens beste hekkeområder for en lang rekke

**Figur 6.5 Organiske miljøgifter i selspekk, slutten av 1980-tallet**



Kilde: Gustard m.fl. 1992

**Figur 6.6 DDT og PCB i lomviegg 1969-95**



Kilde: Bignert m.fl. oppdatert 1997

**Tabell 6.4 Klorerte hydrokarboner i sjøfuglegg innsamlet i Donaus delta**

| Trinn i næringskjeden                     | Art                      | HCB  | Lindan | sDDT  | PCB   |
|---|--------------------------|------|--------|-------|-------|
|   | g/g tørrvekt             |      |        |       |       |
| Primærkonsument                           | Stokkand                 | 0,18 | 0,27   | 1,27  | 0,98  |
| Sekundærkonsument<br>(virvelløse dyr)     | Bronseibis               | 0,16 | 0,28   | 4,00  | 2,40  |
| Sekundærkonsument<br>(invertebrates+fisk) | Gråhegre                 | 0,17 | 0,65   | 7,35  | 2,04  |
|   | Natthege                 | 0,19 | 0,52   | 6,25  | 2,33  |
| Tertiærkonsument<br>(fisk)                | i deltaet<br>Dvergskarv  | 0,47 | 0,46   | 19,31 | 14,95 |
|   | på overflaten<br>Pelikan | 0,32 | 1,15   | 18,75 | 5,38  |
|   | Storskarv                | 1,30 | 2,01   | 59,9  | 23,6  |

Kilde: Walker og Livingstone 1992

sjøfuglarter. En studie UNDP/UNEP har gjennomført på området illustrerer denne biologiske akkumulasjonsprosessen, med økende konsentrasjoner fra primærkonsumentene, f.eks. stokkender, gjennom sekundærkonsumenter som spiser fisk, f.eks. hegrer, til tertiærkonsumentene som utelukkende livnærer seg av fisk, f.eks. skarv og pelikan (Walker og Livingstone 1992) (se tabell 6.4).

#### **Økologiske konsekvenser av POPene**

Det finnes mye data og kunnskap om POPenes økotoksikologiske virkninger. Tabell 6.5 inneholder en oversikt over disse virkningene, hovedsakelig fra observasjoner i Østersjøens nedbørfelt.

Den viktigste dokumenterte konsekvensen av flyktige organiske forbindelser synes å være deres innvirkning på reproduksjonsevnen. En rapport fra det svenske Naturvårdsverket forteller om reproduksjonsforstyrrelser hos flere fiskearter i Østersjøområdet. Man mistenker likeledes en forbindelse mellom POPer og forstyrrelser i reproduksjonsevnen hos fugler og sjøpattedyr som seler og delfiner, som står øverst på næringskjeden i havet. Et eksempel på slike forstyrrelser er en mistenkt giftvirkning med sammensnøring av livmoren hos sel, som økte klart mellom 1965 og 1979, men som siden delvis har gått tilbake (figur 6.7). Tilsvarende er også observert hos gråselbestander i forurensede områder i Irskesjøen (Baker 1989) og Wadden-See i Nederland (Reijnders 1986).

I løpet av 1990 og 1991 ble massiv dødelighet observert i bestanden av stripet delfin i Middelhavet. Dyrene døde som følge av en virusinfeksjon, men dødeligheten var også forbundet med ekstremt høye konsentrasjoner av PCB i spekk og lever. Sannsynligvis reduserte PCB dyrenes motstandskraft mot virusinfeksjoner og ektoparasitter (Aguilar og Borrell 1994, Borrell m.fl.1996).

Overvåking av embryoner av bunnfisk i Nordsjøen har vist en misdannelsesrate på 30 % i den indre del av Tyskebukta, som utomskjærs går ned til 9 % for så igjen å øke til 31 % på Doggerbank, som tydeligvis fungerer som en sluk for menneskeskapt stoffer (Stebbing m.fl. 1992).

**Figur 6.7 Sammensnøring av livmor hos seler i Østersjøen 1965-95**

|                                   |
|-----------------------------------|
| % av alle aldersgrupper av hunner |
|-----------------------------------|

Kilde: Helle 1997



**Tabell 6.5 Økologiske konsekvenser og mulige kausalstoffer**

Sammenhengen/årsaksforholdet er gradert som følger: 1 = ingen sammenheng påvist, 2 = mistanke om sammenheng, 3 = svak sammenheng, 4 = klar sammenheng, 5 = betydelig sammenheng.

| Observasjon/konsekvens                              | Utsatte arter                    | Stoff  | Sammenheng/<br>årsaksforhold |
|---|----------------------------------|--|------------------------------|
| <i>Stor skala</i>                                   |                                  |  |                              |
| Redusert skalltykkelse                              | lomvi, ørn, fiskeørn, vandrefalk | DDT  | 5                            |
| Reproduksjon  | sel, oter                        | PCB  | 4                            |
| Misdannelser av skjelettet                          | gråsel                           | DDT, PCB   | 2                            |
| Patologiske forandringer                            | sel                              | PCB, DDT<br>metabolitter                                 | 3                            |
| Reproduksjon  | mink                             | PCB  | 5                            |
| Forstyrrelser i reproduksjonsevnen                  | fiskeørn                         | DDT, PCB   | 4-5                          |
| Forstyrrelser i reproduksjonsevnen                  | ørn                              | DDT, PCB   | 2-3                          |
| Reproduksjon (M74)                                  | laks                             | klorerte<br>forbindelser                                 | 2                            |
| <i>Stor skala – tremasse- og papirindustri</i>      |                                  |  |                              |
| Induksjon av metaboliserende enzymer                | abbor                            | klorert/<br>ikke-klorert<br>organisk blanding/<br>PCCD/F | 3                            |
| <i>Lokalt/regionalt -tremasse- og papirindustri</i> |                                  |  |                              |
| Induksjon av metaboliserende enzymer                | abbor                            | klorert/<br>ikke-klorert<br>organisk blanding/<br>PCCD/F | 3-4                          |
| Misdannet ryggstøyle                                | hornmulke                        | klorert/<br>ikke-klorert<br>organisk blanding            | 3-4                          |
| <i>Lokalt, skogindustri</i>                         |                                  |  |                              |
| Induksjon av metaboliserende enzymer                | abbor                            | klorert/<br>ikke-klorert<br>organisk blanding/<br>PCCD/F | 4-5                          |
| Misdannelser av ryggstøylen                         | hornmulke                        | klorert/<br>ikke-klorert<br>organisk blanding            | 4-5                          |
| Skader på larver                                    | havmusling                       | klorert/<br>ikke-klorert<br>organisk blanding            | 3                            |

**Kilde:** Det svenske Naturvårdsværket 1996

### **POPer i morsmelk**

Enkelte POPer som PCB, DDT og dioksiner akkumuleres i menneskets fettvev og skilles hovedsakelig ut gjennom morsmelken. Stoffer som er svært giftige for pattedyr, som polyklorerte dibenzodioksiner (PCDD) og dibenzofuraner (PCDF) kan derfor ha stor innvirkning på diebarn. En WHO-studie fant at PCDD- og PCDF-nivåene i morsmelk generelt ikke øker. I noen av landene har disse nivåene gått tilbake, og noen har til og med vist en nedgang på inntil 50 % sammenlignet med 1988 (figur 6.8).

Konsentrasjonene av miljøgifter varierer fra land til land og over tid. Noe av den variasjonen som er registrert skyldes at det er brukt forskjellige prøvetakings- og analysemetoder. Andre faktorer inkluderer fettinnholdet i melk,

morens alder, kosthold og yrke. Morsmelk inneholder mer enn ti ganger høyere konsentrasjoner av POPer enn kumelk eller morsmelkerstatning. Figur 6.9 viser gjennomsnittlig innhold av DDT+DDE i morsmelkfett i de europeiske land. Konsentrasjonene av DDT er typisk høyere i prøver fra land hvor persistente plantevernmidler ennå blir brukt eller nylig har vært brukt (Jensen 1996).

Dioksinene tilhører en gruppe stoffer som kan knyttes til en rekke miljøkonsekvenser. Det laveste nivå med observerbar negativ virkning på utviklingen, nevrologisk effekt på atferd og reproduksjonsevnen kan ligge i samme område som det bakgrunnsnivå enkelte deler av befolkningen faktisk har i kroppen. Ut fra resultatene av WHO-studien bør likevel mødre generelt oppfordres til å amme da dette har større totale fordeler for barnets helse og utvikling.

### **Konklusjon**

Det foreligger mange indikasjoner på at utslipp av en rekke POPer er gått ned i takt med den generelle nedgangen i produksjon og bruk, men det finnes ingen data på felleseuropeisk nivå som bekrefter dette. Et register fra 1990 over utslipp av PCB til luft er først nå ferdigstilt, og kart 6.1 er laget på grunnlag av dette. Av de totale PCB-utslippene (for EMEP-området vist på kartet) på 119 tonn, stammet 80 % fra kilder i Vest-Europa, og 94 % av den totale mengden kom fra kilder relatert til elektrisk utstyr. Det foreligger ingen data om utslipp til vann.

Rester fra tidligere verdensomspennende bruk av POPer finnes fremdeles over store deler av Arktis, Østersjøen og andre regioner. 2,6 millioner tonn DDT ble brukt mellom 1948 og 1993. PCB ble ofte brukt i transformatorer og kondensatorer på militære radarstasjoner og midlertidige kraftstasjoner bygget i krigstid, og PCB har lekket fra disse og ut i miljøet. Andre historiske kilder inkluderer lekkasje fra transformatorer, hydraulisk væske og borevæske fra gruver og oljeplattformer, samt landfyllinger der avfall inneholdende PCB er blitt dumpet (AMAP 1997). På grunn av POPenes persistens i miljøet er det fortsatt behov for å vie dette problemet oppmerksomhet (se punkt 6.5).

### **6.5. Kjemikalienes konsekvenser for den menneskelige helse**

Lave konsentrasjoner av en lang rekke menneskeskapte kjemikalier finnes overalt i miljøet, men bevis på at de har noen innvirkning

**Figur 6.8 Dioksinkonsentrasjoner i morsmelk 1988/93**

|                              |
|------------------------------|
| Belgia - Liège               |
| Belgia - Brussel             |
| Nederland - 17 indiv. prøver |
| Finland - Helsinki           |
| Belgia - Brabant             |
| Storbritannia - Birmingham   |
| Tyskland - Berlin            |
| Storbritannia - Glasgow      |
| Danmark - 7 forskj. byer     |
| Kroatia - Zagreb             |
| Norge - Skien                |
| Finland - Kuopio             |
| Østerrike - Tulln            |
| Østerrike - Wien             |
| Norge - Tromsø               |
| Norge - Hamar                |
| Ungarn - Budapest            |
| Kroatia - Krk                |
| Ungarn - Szentes             |

Kilde: WHO, 1996

**Figur 6.9 Gjennomsnittlig innhold av DDT+DDE i morsmelk i noen europeiske land**

|             |
|-------------|
| Tyrkia 1987 |
| Italia 1984 |

Frankrike 1980  
Tsjekkoslovakia 1989  
Polen 1986  
Kroatia 1991  
Tyskland 1986  
Norge 1988  
Nederland 1988  
Finland 1988  
Danmark 1987  
Spania 1991  
Sverige 1988

**Merknad:** Antallet kvinner som har avgitt morsmelkprøver er gitt i parentes.

**Kilde:** Jensen 1996

---

**Kart 6.3 PCB-utslipp til luft 1990**

---

**PCB-utslipp til luft****Kilde:** Umweltbundesamt og TNO, 1997

på den menneskelige helse, bortsett fra en viss eksponering i jobbsammenheng og utilsiktede utslipp, er veldig vanskelig å identifisere. Dette skyldes først og fremst at folk ad ulike veier (luft, vann, mat, andre forbruksprodukter osv.) er utsatt for mange forskjellige stoffer og deres nedbrytningsprodukter. Helsevirkningen kan også skyldes eksponering for stoffer som finnes naturlig i miljøet. Dessuten er det vanligvis stor avstand, både i tid og kunnskap, mellom eksponeringen for det kjemiske stoffet, observasjonene av eventuelle skadevirkninger, og sammenkoblingen av disse gjennom påviste sammenhenger og årsaksforhold (boks 6.1).

Selv om miljøgiftene kan ta mange forskjellige veier gjennom menneskets stoffskifte, ender mestepartene av den kjemiske «belastningen» opp på et fåtall steder:

- leveren, hvor komplekse enzymesystemer prøver å fjerne giftstoffene, men hvor f.eks. sterkt reaktive frie radikaler, som kan være kreftfremkallende, kan dannes av stoffer som PAH,
- cellemembranene, hvor fettløselige stoffer kan konsentreres og hemme cellefunksjonene,
- hormonsystemet, som aktiverer mange av kroppens regulerende systemer, via de endokrine organer og andre mekanismer, som reproduksjonssystemet,

**Boks 6.1: Sammenheng og årsaksforhold**

Noen ganger er det forholdsvis lett å påvise at et mål på helseproblemer, f.eks. antallet sykehusinnleggelseser per dag, er forbundet med en mulig årsak, som de daglige variasjoner i luftforurensningsnivået. For å påvise et årsaksforhold er det utviklet flere retningslinjer eller tester. Disse omfatter sammenhengen i resultatene mellom ulike studier, måten resultatene av de ulike studiene passer overens (koherens), om det finnes noen «dose/responsforhold» mellom den mulige årsaksfaktor og virkningen, og om begivenhetsrekkefølgen virker fornuftig, altså at årsaken alltid ligger forut for virkningen.

Å bevise et årsaksforhold er ofte svært vanskelig, men ved å anvende disse og andre kriterier vil en ekspert ofte kunne fastslå om det foreligger en sannsynlig årsakssammenheng. Er det sannsynlig at virkningene er alvorlige og/eller irreversible, tilsier «føre var-prinsippet» at vi iverksetter tiltak for å fjerne eller avdempe de sannsynlige årsakene. (WHO ECEH & EEA 1996)

**Boks 6.2: Helsemessige miljøkonsekvenser**

Denne oversikten over helsevirkninger som kan knyttes til kjemikalier og forurensning er basert på mekanistisk toksikologisk forskning og miljøepidemiologi, ofte ved høy eksponering. Bekreftelsesgraden varierer, fra velkjente årsakssammenhenger mellom stråling og kreft til sammenhenger som går på kjemisk følsomhet. Tabellen illustrerer også behovet for å vurdere et kjemisk produkts bidrag til en helsevirkning, eller til og med sykdom, sammenligne dette bidraget med andre årsaksforhold og estimere bidraget gjennom forskjellige eksponeringsveier. De fleste skadevirkningene skyldes at mange årsaker virker sammen, som genetikk, livsstil, stråling, kosthold, legemidler, kjemikalier (menneskeskapt og naturlige), røyking og luftforurensning, inkludert innendørs og utendørs eksponering. Endelig er det viktig å vurdere særlig utsatte grupper som eldre, barn og syke.

| Helsevirkning                 | Utsatt gruppe                   | Viktigste kjemikalier/miljøgifter  |
|-------------------------------|---------------------------------|--|
| Kreft                         | særlig eldre, og barn (leukemi) | asbest<br>PAH<br>benzen<br>enkelte metaller<br>radon<br>naturlige toksiner<br>«hormonhermere»                |
| Hjerte- og karsykdommer       | særlig eldre                    | karbonmonoksid<br>arsenikk<br>bly<br>kadmium<br>kobolt   |
| Luftveis- sykdommer           | barn<br>astmatikere             | inhalerbare partikler<br>svoveldioksid<br>nitrogendioksid<br>ozon<br>hydrokarboner<br>løsemidler<br>terpener |
| Allergier og overfølsomhet    | barn                            | Partikler<br>ozon<br>nikkel<br>krom  |
| Reproduksjons- evnen          | fostre, unge                    | PCB<br>DDT<br>ftalater<br>bly<br>kvikksølv<br>andre «hormonhermere»  |
| Forstyrrelser i nervesystemet | fostre, barn                    | metylkvikksølv<br>bly<br>mangan<br>aluminium<br>organiske løsemidler   |
| Osteoporose                   | eldre                           | bly<br>kadmium<br>aluminium<br>selen   |
| Kjemisk følsomhet             | 30-40-åringer?, kvinner?        | løsemidler? plantevernmidler?<br>legemidler?   |

**Kilde:** EEA, basert på det svenske Naturvårdsverkets rapport Environment and public health, WHO Concern for tomorrow; Environmentally-mediated intellectual decline, Cambridge University 1996, og Environmental Health Perspectives Supplement Chemical Sensitivity, oppdatert 1997

- immunsystemet, som forsvarer kroppen mot angrep utenfra og kan over reagere og skape allergiske reaksjoner.

Av virkninger på den menneskelige helse som kan forårsakes eller forsterkes av kjemikalieforurensning av miljøet, kan vi nevne kreft, hjerte- og karsykdommer, luftveislidelser, allergier og overfølsomhet, forstyrrelser i reproduksjonsevnen, osteoporose og sykdommer i det sentrale og perifere nervesystem. I boks 6.2 gis en oversikt over en del av det vi nå vet om utsatte grupper, årsaksforhold og miljøfaktorer og de kjemiske miljøgiftene som kan påvirke den menneskelige helse.

Luftveissykdommer og allergier i Europa har tiltatt i de siste tiårene, særlig astma, bronkitt, emfysem og rhinitt. Kjemisk forurensning, særlig av luften, er trukket inn (CEC, COM( 97) 266 final).

Økt forekomst av testikkelkreft og brystkreft er observert i mange land. Flere studier gjennomført i industrialiserte land har påvist svekket sædkvalitet hos menn. Årsakene til disse tendensene er for det meste ukjente, men kan ligge i endringer i miljø og livsstil (EU, WHO-ECEH og EEA 1996, Weybridge-rapporten - se boks 6.3). Blant miljøgifter som kan påvirke reproduksjonsevne og avkom er metaller (bly og metylkvikksølv), løsemidler, plantevernmidler og PCB, DDT og andre stoffer som kan passere gjennom morkaken og utskilles i morsmelk. Disse stoffene kan påvirke fosterets og spedbarnets mentale og fysiske utvikling. Det er en mulig sammenheng mellom eksponering i tidlig fosterliv for kjemikalier med hormonvirkning, og endringer i forplantningsevnen hos voksne menn. I flere studier av ville dyr er det observert reproduksjonsforstyrrelser som kan knyttes til eksponering for hormonhermere som noen av de ulike typene PCB.

De nevrotoksikologiske virkninger gir grunn til stadig mer bekymring, men de risikovurderinger vi har i dag simulerer ikke på en hensiktsmessig måte risikoene ved eksponering for giftstoffer som påvirker nervesystemet (National Research Council 1992). Det foreligger en del dokumentasjon fra Polen, Den tsjekkiske republikk og byer i det tidligere Sovjetunionen på at antallet barn som som trenger spesialundervisning eller som er mentalt tilbakestående er større i forurensede områder enn på landet (Global Environmental Change Programme,

### Boks 6.3: Weybridge-rapporten

EEA har laget et sammendrag av resultatene fra «Report from the European Workshop on the Impact of Endocrine Disrupters on Human Health and Wildlife» (Weybridge-rapporten) som følger:

De stigende tendenser til svekket reproduksjonsevne hos dyr og mennesker blir stadig bedre dokumentert og vekker stadig større bekymring. Enkelte stoffer har vært nevnt som særlig viktige i denne sammenheng, men det er stor usikkerhet med hensyn til årsakene.

Hovedkonklusjonene er:

- Det er tilstrekkelig dokumentert at forekomsten av testikkelkreft øker.
- Den tilsynelatende nedgangen i sædkvaliteten i noen av landene var nok reell og skyldtes nok ikke forskjeller i metodikk.
- Det foreligger ikke tilstrekkelig dokumentasjon til at vi med sikkerhet kan fastslå en årsakssammenheng mellom helsevirkningene sett hos mennesker og eksponering for kjemikalier.
- Den viktigste eksponeringsveien for miljøgifter med hormonvirkning er vanligvis gjennom maten samt i noen grad gjennom vannet. Dette gjelder for landdyr, fugler og pattedyr, inkludert mennesker.
- Sammenlignet med situasjonen i USA er det få tilfeller av svekket reproduksjonsevne hos ville dyr i EU hvor virkningene med sikkerhet kan knyttes til hormonhermere.
- Imidlertid finnes det noen tilfeller i EU hvor negativ hormonvirkning, eller giftvirkning på reproduksjonssystemet, hos fugler og pattedyr faller sammen med høye nivåer av menneskeskapt stoffer med dokumentert hormonvirkning i noen testsystemer.
- De mange usikkerhetsmomentene og hullene i datamaterialet kan overkommes gjennom anbefalinger om forskning innen og overvåking av eksponering og virkninger hos dyr og mennesker.
- Pågående økotoxiske forsøk, studier og risikovurderinger er ikke utformet slik at de påviser hormonvirkninger.
- I mellomtiden bør vi vurdere å redusere menneskers og dyrs eksponering for hormonhermere i tråd med «føre var-prinsippet».

**Kilde:** Weybridge-rapporten 1996

1997). Undersøkelser på dyr synes å tyde på at nyfødtes eksponering for miljøgifter i lave doser (dvs. nivåer som ikke har noen virkning hos voksne dyr) under den raske utviklingen av hjernen kan medføre irreversible forandringer i den voksnes hjernefunksjon og en forsterket virkning hos den voksne av et giftstoff som vedkommende har fått i seg som nyfødt (Eriksson 1992). Akkurat som med mange andre helsevirkninger er det klare sammenhenger mellom flere mulige årsaker. F.eks. vil et jernfattig kosthold forsterke enkelte stoffers giftvirkning på nervesystemet, f.eks. bly (Williams, C. 1997).

## 6.6. Tiltak og muligheter

Kjemikaliene er allestedsnærværende. Mange forskjellige typer politiske tiltak er tatt for å få bukt med de mange ulike konsekvensene kjemikaliene kan få for mennesker og miljø. I begynnelsen var kjemikaliepolitikken rettet mot konsekvensene av akutt forurensning og eksplosjoner på bestemte steder. Senere ble oppmerksomheten rettet mot kronisk forurensning og andre risikoer som diffuse kilder og transport representerer. En følge av dette er at EU har fått mer enn et dusin nøkkeldirektiver om kjemikaliekontroll. Tabell 6.6 inneholder en oversikt over de viktigste av disse direktivene. De er gjennomført og supplert med lovgivning på medlemsstatsnivå. F.eks. inneholder Storbritannias lovgivning om kontroll av kjemikalier (unntatt legemidler og gifter) hele 25 lover, som er oversatt av sju departementer og utvidet med mer enn 50 forordninger, et mønster vi ser igjen i mange av EU-landene (Haigh, IEEP 1995).

Forordningene etterkommes og håndheves i ulik grad, ofte av mangel på kunnskap nettopp om hvordan de skal etterkommes. Innen fargestoffindustrien, som er svært konkurranseutsatt og som involverer mange innovative og potensielt farlige kjemikalier, ble det i en nyere undersøkelse omkring direktivet om varsling av nye kjemikalier (Notification of New Substances Directive) (det såkalte NONS-prosjektet 1996) konstatert at mange nye stoffer som er i bruk ikke ble meldt, ofte ikke en gang identifisert. Bruken av dem ble ikke skikkelig registrert, og i noen tilfeller var de ikke korrekt merket. Rundt 45 % av de 96 selskapene som ble besøkt rettet seg ikke etter direktivet.

### *Risikovurdering og toksikologisk testing*

Dagens politikk i EU om risikovurdering og risikostyring av kjemikalier er basert på prinsippet om at reguleringen skal fokusere på de kjemikalier som utgjør en vesentlig risiko for mennesker og miljø, og som derfor fordrer en hensiktsmessig screening-mekanisme. Risikovurderingen deles mellom EU og medlemsstatene, og de krever omfattende informasjon og data som ofte ikke er tilgjengelige. Tabell 6.7 viser datatilgjengeligheten for omkring 2 500 kjemikalier som produseres i store mengder, såkalte «high production volume (HPV) chemicals» som for tiden vurderes av Det europeiske kjemikaliekontor (ECB).

Framskrittene innen risikovurdering og toksikologisk testing har forståelig nok vært små, gitt oppgavens omfang og art. I juni 1995 hadde ECB fått inn ca. 10 750 disketter med data om 2 500 HPV-stoffer, og innen juni 1998 skulle det være innkommet data om ytterligere 10 000 stoffer som produseres i eller importeres til EU i mengder på mer enn 10 tonn i året. Imidlertid vil det ta lengre tid å utføre omfattende risikovurderinger og komme fram til internasjonale avtaler om disse stoffene. Innenfor rammen av programmet for risikovurdering av eksisterende stoffer i EU var den tekniske vurderingen av ti stoffer ferdig mens 52 fremdeles var under behandling i desember 1997.

Framskrittene når det gjelder plantevernmidler, kosmetikk, tilsetningsstoffer og legemidler (en gruppe som består av rundt 20 000 kjemikalier) har vært noe større, men siden direktiv 91/414 om bruk, markedsføring og registrering av plantevernmidler trådte i kraft i 1993, er ennå ingen nye aktive substanser kommet til i listen i vedlegg 1, dvs. inntatt i EUs positivliste. Heller ikke er noen gjennomgang av eksisterende aktive substanser ført til ende innenfor rammen av innværende formelle 12-årsprogram for gjennomgang av de første 90 eksisterende aktive substansene.

Å få fylt ut disse datahullene er en prioritet, og det koster. Kostnadene varierer fra ECU 100 000 for et grunndatasett, til gjennomsnittlig ECU 5 millioner for full testing av ett stoff, og opptil ECU 15 millioner for særlige tilfeller hvor det er nødvendig med testing og overvåking under feltmessige forhold (Teknologirådet 1997).

Testingens effektivitet blir også gransket, for mange av de endepunktene for skadevirkninger som testes er ikke nødvendigvis de endepunktene vi i dag er mest opptatt av (Johnston m.fl. 1996).

***Initiativer for å redusere konsekvensene***

Konsekvensene av kjemikalier kan reduseres gjennom tiltak satt inn på ulike punkter i deres flyt gjennom miljøet. På grunn av vår manglende kunnskap



om kjemikaliernes giftighet og de små framskrittene innen risikovurdering (som normalt må gjøres før risikoreduerende tiltak kan treffes) har vekten i stadig større grad blitt lagt på tiltak som fokuserer på alminnelig forebygging av bruk av og eksponering for farlige kjemikalier, snarere enn på detaljert kontroll på brukssted og deponeringssted. Det blir også lagt større vekt på de kjemiske egenskapene til grupper av kjemikalier, som dem som er persistente og biologisk akkumulerbare, snarere enn på enkeltstoffers spesifikke toksisitet.

EU-direktivet om integrert forebygging og begrensning av forurensning (IPPC) (96/61/EF) oppmuntrer til at det fokuseres på forebygging «oppstrøms» snarere enn på kontroll «nedstrøms», med livsløpsvurderinger og utforming som tar hensyn til miljøet.

Metoder for å redusere eksponering, som er basert på en avveining av føre var-prinsippet mot den tid, kostnad og usikkerhet som en risikovurdering av et enkeltstoff medfører, er også tatt i bruk i internasjonale konvensjoner. Siden den viktigste målsetningen for disse har vært å redusere kjemikaliebelastningen, har man begynt med de viktigste stoffene som det allerede finnes betydelige mengder toksikologiske data for.

I en ministererklæring fra 1990 forpliktet f.eks. regjeringene seg til å redusere tilførselen av 36 giftige kjemiske stoffer til Nordsjøen via elver og elveutløp til under 50 % av 1985-nivå innen 1995. Samlet tilførsel av dioksiner, kvikksølv og kadmium skulle reduseres med 70 %. I den fjerde ministerkonferansen om vern av Nordsjøen, som ble holdt i Esbjerg i 1995, forpliktet signatarstatene seg til å redusere utslipp og tap av farlige stoffer med sikte på at slike utslipp skal opphøre innen en generasjon (25 år). Den overordnede målsetning er at konsentrasjonene i miljøet kommer nær bakgrunnsverdiene for stoffer som opptrer naturlig i miljøet og inntil null konsentrasjon for menneskeskapte syntetiske stoffer.» (Den danske Miljøstyrelsen 1995)

UNECE vedtok Konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning (CLRTAP) i 1979, som dekker Europa, USA og Canada. Konvensjonen inneholder tiltak med sikte på å fjerne, begrense bruken, redusere forbruket, utilsiktede utslipp og forurensning samt avfallsfjerning og forvaltning av kjemikalier. En protokoll om persistente organiske forbindelser i henhold til konvensjonen blir nå utarbeidet og vil inneholde en foreløpig liste over 18 stoffer (herunder 11 plantevernmidler) utvalgt blant 105 kandidater (se notene til tabell

**Tabell 6.6 Viktige EU-direktiver og virkemidler i kontrollen med kjemikalier**



**Tabell 6.7 Datatilgjengelighet for 2 472 HPV-kjemikalier fremlagt for ECB 1996**

| Egenskaper og giftighet           | Datatilgjengelighet |
|-----------------------------------|---------------------|
| Fysiske og kjemiske egenskaper    | 30-60 %             |
| Akutt oral toksisitet             | 70 %                |
| Akutt dermal toksisitet           | 45 %                |
| Akutt toksisitet etter inhalasjon | 30 %                |
| Kronisk toksisitet                | 55 %                |
| Kreftfremkallende                 | 10 %                |
| Genotoksisitet/mutagenitet        | 62 %                |
| In vivo genotoksisitet            | 32 %                |
| Reproduksjon                      | 20 %                |
| Teratogenitet                     | 30 %                |

| <b>Økotoksisitet</b>        |          |
|-----------------------------|----------|
| Fisk eller krepsdyr - akutt | 30-50 %0 |
| Alger - akutt               | 25 %     |
| Terrestriske dyr - akutt    | 5 %      |
| Kronisk akvatisk toksisitet | 5-20 %   |
| Biologisk nedbryting        | 30 %     |

**Kilde:** C. J. van Leeuwen m.fl. 1996

6.3). Det foregår også forhandlinger om en tungmetallprotokoll, som vil omfatte kvikksølv, kadmium og bly.

Et sammendrag av disse og andre nasjonale og internasjonale tiltak for kjemikaliereduksjon finnes i tabell 6.8.

**Frivillige reduksjonsprogrammer**

Konsekvensene avdempes også gjennom en rekke frivillige tiltak som den kjemiske industri i mange land selv har tatt initiativet til. F.eks. har nederlandske selskaper iverksatt frivillige reduksjonsprogrammer gjennom avtaler med reguleringsmyndighetene. I 1989 fikk Nederlands nasjonalforsamling seg forelagt en kontrollstrategi for å redusere VOC-utslippene fra industri, småbedrifter og husholdninger som la opp til 63 % reduksjon i utslippene innen år 2000 i forhold til 1981. EEAs gjennomgang av den nederlandske kjemiske industriens frivillige ordning konkluderte med at den var effektiv for miljøet og har stimulert utviklingen av miljøstyringssystemer (EEA 1997).

Et program for «Responsible Care» er vedtatt i 21 land i Europa og bidrar til utveksling av erfaringer og beste praksis (CEFIC 1996). Programmet, som opprinnelig var et initiativ fra USA, er utformet for å forbedre helse, sikkerhet, miljø og kvalitet innen den kjemiske industri, i tillegg til kommunikasjon med allmennheten om produkter og virksomheten ved anleggene.

**Eksterne kostnader**

En del av de samfunnsmessige og miljømessige kostnadene ved kjemikalier (de såkalte «eksterne kostnadene» ved produksjon og bruk av kjemikalier) bæres ikke av de kjemiske selskapene og inngår ikke i deres markedspriser. Et eksempel på dette finner vi i boks 6.4, som gir et overslag over noen av de eksterne kostnadene ved kreosot. I noen av landene er de eksterne kostnadene innlemmet i prisen gjennom avgifter. Blant disse er plantevernmidler, gjødningsmidler, ozonnedbrytende stoffer, svoveldioksid, nitrogenoksider, klorerte løsemidler (f.eks. tetrakloretylen, trikloretylen og diklormetan i

**Tabell 6.8 Noen aktuelle initiativer for kjemikaliereduksjon**

| <b>Dokument/forslag/ sted</b>                                    | <b>År</b> | <b>Målsetning</b>   |
|--|-----------|---|
| Esbjerg-deklarasjonen om Nordsjøen                               | 1995      | Fjerning av persistente, bioakkumulerbare og giftige stoffer fra Nordsjøen innen 25 år  |
| Basel-konvensjonen om farlig avfall                              | 1997      | En målsetning er å redusere/minimere avfall ved kilden  |
| UNECEs POP-protokoll   | 1998      | Reduksjon av POP-utslippene til luft  |
| UNECEs tungmetallprotokoll                                       | 1998      | Reduksjon av tungmetallutslippene til luft  |
| OSPAR-konvensjonen   | 1998      | Gjennomføring av målet fastsatt i Esbjerg   |
| UNEPs POP-konvensjon   | 1997-1998 | Vurdering av tiltaksstrategier for å redusere/fjerne utslipp/tap  |
| Montreal-protokollen   | 1987-2040 | Utfasing av visse ozonnedbrytende stoffer   |
| EUs 5. handlingsprogram for miljø                                | 1991-1994 | En «vesentlig reduksjon i bruken av plantevernmidler per arealenhet»  |
| Dansk ministerrapport om framtidige initiativer mht. kjemikalier | 1997      | 25 stoffer/stoffgrupper identifisert for prioritert utfasing, utvalgt blant 100 uønskede stoffer  |
| Svensk regjeringsrapport om kjemikaliepolitikken                 | 1997-2007 | Utfasing innen 10 år av alle produkter som inneholder persistente og bioakkumulerbare stoffer som medfører alvorlige/irreversible virkninger eller inneholder bly, kvikksølv, kadmium |
| Norske mål for prioriterte kjemikalier                           | 1996-2010 | En betydelig reduksjon av utslippene av farlige kjemikalier innen år 2010 (f.eks. bly, kadmium, kvikksølv, dioksiner, PAH, hhv. utfasing innen 2005 (f.eks. haloner, PCB, PCP)        |
| Litauisk lov om avfallsforvaltning                               | 1998      | Lov om avfallsforvaltning, med reduksjon av kjemikalier   |

**Kilde:** Det europeiske miljøbyrå

Danmark), og giftig avfall, samt blyholdig bensin og uren diesel.

Miljøavgifter kan være effektive dersom de er korrekt utformet og inngår i en tiltakspakke som også omfatter bruken av skatteinntekter for å stimulere til tiltak for å redusere bruken av et stoff (EEA 1996). Aktuelle kandidater til miljøavgifter på spesielle kjemikalier omfatter tungmetaller, klorerte produkter, POPer, gjødningsmidler og plantevernmidler.

Blant andre politiske tiltak som kan brukes for kjemikaliekontroll, er EUs frivillige ordning for miljøstyring og miljørevisjon (Environmental Management og Audit Scheme - EMAS), miljømerking, en politikk med hensyn til forurensede arealer samt en miljøansvarslovgivning og søksmål.

### **Informasjon som politisk verktøy**

Informasjon spiller en stadig viktigere rolle når det gjelder kontroll av kjemisk forurensning, både som et tillegg til politikken i form av forordninger og avgifter, og som et eget politisk virkemiddel. F.eks. er arbeidsgiver i henhold til det såkalte Seveso-direktivet om farlige installasjoner (punkt 13.3.1) forpliktet til å informere befolkningen i nærheten, og det såkalte klassifiserings- og merkedirektivet forutsetter at produktinformasjon blir gitt. Det foreslåtte europeiske integrerte utslippsregisteret som allmennheten i henhold til IPPC-direktivet skal ha tilgang til, vil inneholde data om kjemiske utslipp fra produksjonsanlegg. Noen land i Europa (Storbritannia, Nederland, Sverige, Danmark og Frankrike) har allerede lagt til rette for en viss offentlig tilgang til data om kjemiske stoffer.

OECD (OECD 1996) oppmuntrer initiativer tilsvarende USAs lovgivning i forbindelse med «Toxic Release Inventory», som har medført betydelige frivillige reduksjonstiltak og en samlet reduksjon i bruken av giftige kjemikalier i produksjonen (Naimon 1996).

En annen type informasjonsverktøy er kjemisk produktregister i Sverige, Norge, Danmark, Finland og Frankrike, som kan være særlig nyttige for å spore kjemikalier i forbruksprodukter (KEMI 1994).

### **Referanser**

Aguilar, A., A. Borrell (1994). Abnormally high PCB levels in striped dolphins affected by the 1990-1992 Mediterranean epizootic. I *The Science of the Total Environment*, Vol. 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*, Vol. 125, s. 303.

Bignert, A., K. Litzén, T. Odsjö, M. Olsson, W. Persson og L. Reutergårdh (1995). Time-related factors influence the concentrations of sDDT, PCBs and shell parameters in eggs of Baltic Guillemot. I *Environmental Pollution*, Vol. 89, s. 27-36.

Bignert, A (1997). *Comments concerning the National Swedish Contaminant Monitoring Programme in marine biota*. Contaminant research group at the Swedish Museum of Natural History.

Blomkvist, G. m.fl. (1992). Concentrations of sDDT og PCB in Seals from Swedish og Scottish waters. I *AMBIO*, Vol. 21, nr. 8.

Borrell, A., A. Aguilar, S. Corsolini og S. Focardi (1996). Evaluation of toxicity and sex-related variation of PCB levels in Mediterranean striped dolphins affected by an epizootic. I *Chemosphere*, Vol. 32, nr. 12 s. 2359-2369.

**Boks 6.4: Kreosotforurensning koster**

Treimpregneringsmidler er vanligvis basert på kreosot eller kulltjære som inneholder rundt 30 % PAH, alternativt impregneres treverket med salter av tungmetaller. Uansett vil det impregnerte treverket avgi miljøgifter til vann, jord og sedimenter, men vanligvis brukes ingen avgifter for å «internalisere» kostnadene ved slik forurensning. Disse kostnadene kan imidlertid være store. I Nederland anslås de totale tilleggskostnader for deponering av sedimenter på grunn av forurensning med PAH og tungmetaller til omkring 50 ECU/m<sup>3</sup> mudret sediment. Å fjerne alt ville koste ECU 1,5 milliarder i tillegg til ordinære vedlikeholdskostnader. Setter vi en grense på 10 mg PAH/kg sediment, koster forurensningen med ett kilo PAH samfunnet ECU 5 000. Dersom den totale sedimentmengden fjernes over en periode på 20 år og kostnadene utelukkende skal dekket inn gjennom avgifter på de 10 000 kg kreosot og kulltjære som brukes årlig, måtte avgiften på disse produktene settes til ECU 7 500 per kilo. Selv en moderat avgift på kreosot ville være nyttig for å fange opp noen av disse «eksterne kostnadene» og gjøre det mulig å bruke en del av inntektene for å stimulere til utvikling av alternativer. Det er for øvrig nylig utviklet en alternativ treimpregneringsmetode (damping under høyt trykk og høy temperatur) - uten slik støtte (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.

CEC, Kommisjonen for De europeiske fellesskap (1997). *Communcation from the Commission concerning a programme of Community action on pollution-related diseases in the context of the framework for action in the field of of public health. Proposal for a European Parliament and Council Decision adopting a programme of Community action 1999-2003 on pollution-related diseases in the context of the framework for action in the field of of public health (presented by the Commission)*. COM(97) 226 endelig.

CEFIC, The European Chemical Industry Council (1996b). *The European chemical industry in a worldwide perspective*. Brussel.

CEFIC, The European Chemical Industry Council (1996c). *Basic economic statistics of the European Chemical Industry 1994-1995*. Brussel.

CEFIC, The European Chemical Industry Council (1997). *Facts & figures - the European Chemical Industry in a Worldwide Perspective*. Brussel.

Miljøstyrelsen (1998). *Fourth Meeting of the Task Force on the Phase-out of Lead in Gasoline. Country Assessment Report*. Endelig versjon. Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen. Danmark.

Miljøstyrelsen (1995). *Nordsjøkonferansen, Esbjerg-erklæringen*. Den 4. internasjonale konferansen om vern av Nordsjøen. Esbjerg, Danmark, juni 1995.

EEA, Det europeiske miljøbyrået (1996). *Environmental Taxes Implementation and Environmental Effectiveness*. Miljøspørsmålsserien nr. 1. EEA, København, ISBN 92-9167-000-6.

EEA, Det europeiske miljøbyrået (1996). *The State of the European Arctic Environment*. Miljømonografi nr. 3. EEA, København.

EEA, Det europeiske miljøbyrået (1997). *Environmental Agreements, Environmental Effectiveness: Case Studies*. Miljøspørsmålsserien nr. 3, Vol. 2, EEA, København, ISBN 92-9167-055-3.

Environmental Health Perspectives Supplement *Chemical Sensitivity*, Vol. 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, 24. desember 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.

Greenpeace (desember 1993). *The North Sea Invisible Decline - environmental problems in the North Sea*. Greenpeace International European Unit, Brussel, Belgia.

Haigh, N. (1994). *Legislation for the control of chemicals*. Institute for European Environment Policy, London.

Helle, E. (1997). *Numbers and reproduction of the ringed seal in the Bothnian Bay, Northern Baltic Sea*. Baltic Seals 94 Conference 1994. Oppdatert informasjon mottatt ved personlig meddelelse (1997).

Jensen, A.A. (1996). *Environmental and occupational chemicals. Drugs and human lactation*. Elsevier Science Publishers B.V.

Johnston, P.A., R.L. Stringer og D. Santillo (1996). Effluent Complexity and Ecotoxicology: Regulating the variable within varied systems. I *Toxicology and Ecotoxicology News*, Vol. 3 (4), s. 115-120.

KEMI (1994). *Chemical Substances Lists*. Den svenske Kemikalieinspektionen, Sunset project, rapport nr. 10.

Naimon, J.S. (under trykking). *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, Haga, Norge.
- Reijnders, P.J.H. (1986). Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. I *Nature*, Vol. 324, s. 457-457.
- Rühling, Å. (red.) (1994). *Atmospheric heavy metal deposition in Europa - estimations based on moss analysis*. Nordisk Ministerråd. 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.
- Naturvårdsvärket (1993a). *Environment and Public Health*. Report 4182.
- Naturvårdsvärket (1993b). Persistent organic pollutants and the environment. *The environment in Sweden - Status and trends*. Solna, Sverige.
- Naturvårdsvärket (1996). *POP Stabila Organiska Miljögifter, Stort eller litet problem*, Report 4563.
- Teknologirådet (1997). *The non-assessed chemicals in EU*. Presentations from the conference 30 October 1996. Rapport fra det danske Teknologirådet 1997/1. ISBN 87-90221-19-2.
- UK Environment Agency (1996). *Viewpoints on the Environment. Developing a national environmental monitoring and assessment framework*.
- Umweltbundesamt og 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*, Vol. 30, nr. 9.
- WHO (1995a). *Concern for Europe's tomorrow, health and the environment in the WHO European Region*. Verdens helseorganisasjon, Europeisk senter for miljø og helse, 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*. Verdens helseorganisasjon, Europeisk senter for miljø og helse og Det europeiske miljøbyrået, ISBN 92-890-1332-X.



Williams, C. (1997). *Terminus Brain: the environmental threats to human intelligence*. Cassel, London, Storbritannia.

## 7. Avfall

### Hovedkonklusjoner

Rapportert samlet mengde avfall generert i de europeiske OECD-landene økte med nær 10 % fra 1990 til 1995. Imidlertid kan noe av økningen skyldes forbedret avfallsovervåking og rapportering. Mangel på harmonisering og mangelfull datainnsamling gjør det fortsatt vanskelig å overvåke trender og forbedre tiltakene innen avfallspolitikken i Europa.

Produksjonen av kommunalt avfall beregnes å ha økt med 11 % i de europeiske OECD-landene fra 1990 til 1995. Omkring 200 millioner tonn kommunalt avfall ble produsert i 1995, tilsvarende 420 kg per person per år. Vi har ikke tilstrekkelige data for kommunalt avfall i landene i Sentral- og Øst-Europa og Europas nye, uavhengige stater til å kunne fastslå noen underliggende trend.

Tyskland og Frankrike var de største bidragsyterne til de rundt 42 millioner tonn farlig avfall per år som ble rapportert av de europeiske OECD-landene for perioden rundt 1994. Den russiske føderasjon sto for rundt to tredeler av de 30 millioner tonn farlig avfall som ble produsert årlig i hele Øst-Europa i begynnelsen av 1990-årene. Grunnet ulike definisjoner gir disse tallene bare en pekepinn.

I de fleste landene domineres avfallsforvaltningen av den billigste løsningen, nemlig deponering på fyllplasser. Imidlertid inkluderer sjelden kostnadene ved fyllinger alle kostnader (nedstengningskostnader er sjelden inkludert), til tross for at noen land har innført avfallsavgifter (f.eks. Østerrike, Danmark og Storbritannia). Avfallsforebygging og -minimering blir i stadig større grad betraktet som mer miljøvennlige løsninger for avfallsforvaltning. Alle avfallsstrømmer, særlig farlig avfall, kan dra fordel av utvidet bruk av renere teknologier og avfallsforebyggende tiltak. Resirkulering øker i land som har solide infrastrukturer for avfallsforvaltning.

Mange land i Sentral- og Øst-Europa og blant Europas nye, uavhengige stater står overfor problemene med nedarvet dårlig avfallsforvaltning og økt avfallsproduksjon. Avfallsforvaltningen i disse landene fordrer bedre strategisk planlegging og større investeringer. Prioritetene omfatter en forbedring av forvaltningen av kommunalt avfall gjennom en høyere grad av sortering av avfallet og bedre forvaltning av fyllingene, innføring av lokale resirkuleringstiltak samt gjennomføring av lavkostnadstiltak for å forhindre forurensning av jorden.

En forpliktelse til bærekraftig utnyttelse av ressursene, begrensning av miljøskadene og til å følge prinsippet om at «forurenseren skal betale» og «nærhetsprinsippet» har ført til at EU har utarbeidet en omfattende lovgivning med sikte på å fremme og harmonisere nasjonale avfallslovgivninger. Tilskyndet av tiltredelsesprosessen til EU har enkelte sentraleuropeiske land begynt å innføre tilsvarende metoder. Imidlertid er avfallslovgivningen fremdeles utilstrekkelig utviklet i de fleste andre landene i Sentral- og Øst-Europa og blant Europas nye, uavhengige stater.

### 7.1. Innledning

Industrialiserte samfunn genererer enorme mengder avfall: 4 milliarder tonn fast avfall i året bare i Europa, eller omkring 5 tonn i året for hver mann, kvinne og barn. Avfallsproduksjonen er viktig av to grunner: den kan forårsake miljø- og helseproblemer, og den gjenspeiler samfunnets lite effektive utnyttelse av ressursene.

Som andre steder bekymrer man seg også i Europa om hvilke konsekvenser de stadig økende avfallsmengdene kan få for miljøet, og særlig om de potensielle farene ved ukontrollert avfallsdeponering. I EU sier 85 % av befolkningen at de er bekymret for industriavfallet

(Eurobarometer 1995). Det som bekymrer dem mest er:

- Forurensningen av grunnen og vannet, f.eks. ved utvasking av giftstoffer fra fyllplasser til overflate- og grunnvann, som kan berøre drikkevannet og forurense både vann og vassdrag og kystfarvann. Sigevannet fra kommunale fyllplasser inneholder ofte organisk materiale, ammoniakk, tungmetaller og andre giftstoffer. Å behandle sigevannet er både teknisk komplisert og dyrt.
- Utslipp av metan fra fyllplasser, som bidrar til den globale oppvarmingen. Metan og luft danner en eksplosiv blanding som medfører brann- og eksplosjonsfare, og personskader har allerede forekommet.
- Fyllplassene virker skjemmende i landskapet.
- Risikoene ved plutselig utglidning av avfallsmasser.
- Utslipp av dioksin som produseres ved avfallsforbrenning dersom ikke kostbar teknologi settes inn.
- Flygeasken fra forbrenningsanlegg, som vanligvis er farlig.
- Arven fra fortiden i form av forurensede områder øker kostnadene ved byutvikling, kan skape grobunn for vanskelige tvister, utløse erstatningskrav - foruten av de utgjør en alvorlig helse- og miljørisiko (se kapittel 11, punkt 11.2).
- Utarming av naturressursene som følge av «bruk og kast»-mentaliteten i økonomier med stor materialgjennomstrømning.

Offentlig og politisk press for å sikre vern av miljøet og bærekraftig utnyttelse av ressursene har ført til et innfløkt samspill mellom kravene til avfallsprodusenter og avfallsforvaltere. Avfall er i hovedsak et produkt av moderne økonomisk aktivitet. Derfor vil de største avfallsmengdene vanligvis genereres i de landene som har størst produksjon, selv om økningen har tendens til å flate ut etter hvert som BNP nærmer seg nivået i de rikeste landene. Figur 7.1 viser dette generelle mønsteret for kommunalt avfall, selv om de rapporterte data ikke er nøyaktige nok til å avdekke noen klar sammenheng. Land med overgangøkonomi står overfor problemet med å måtte forholde seg både til en nedarvet svak avfallsforvaltning og til en økning i avfallsproduksjonen.

I mangel av omfattende og pålitelige avfallsdata og enighet om hvordan alle disse problemene bør løses, ser vi i Europa en lang rekke ulike tilnæringsmåter, som for det meste ikke på noen måte er samordnet. Disse omfatter avfallsforebygging, resirkulering, rene teknologier, forbrenning, forbehandling og deponering på fyllplasser. En lang rekke systemer for innsamling, sortering og behandling av avfall er utviklet, og en rekke juridiske og økonomiske virkemidler, f.eks. frivillige ordninger, gebyrer, avgifter og forordninger, er blitt brukt. Det er bare nå i det siste at man har begynt å utvikle en omfattende, samlet avfallsstrategi.

Parallelt med dette har avfallsforvaltning utviklet seg til en multimilliard-virksomhet - i ECU, med egne målsetninger og prioriteringer som ikke alltid fokuserer på miljøet og behovet for en bærekraftig utvikling.

Dette kapitlet omhandler ikke radioaktivt avfall, siden forvaltningen av dette representerer helt særegne problemer i forhold til annet avfall.

## 7.2. Trender innen avfallsproduksjon

Siden *Dobris*-rapporten kom ut, har det vært en økning i rapportert avfallsproduksjon i

**Figur 7.1 Kommunalt avfall og BNP, rundt 1995**

|   |
|---|
| Avfall per innb.<br>Bruttonasjonalprodukt per innbygger |
|---|

Kilde: OECD

hver hovedsektor det finnes data for. På grunn av ufullstendige data er det imidlertid fremdeles umulig å bestemme nøyaktig hvor mye avfall som produseres i hele Europa.

Det siste tallet som er oppgitt for total årlig avfallsproduksjon i de europeiske OECD-landene (radioaktivt avfall unntatt), er 2 225 millioner tonn (OECD 1997). For rundt 40 % av landene som rapporten omhandler er heller ikke landbruksavfall og gruveavfall tatt med. Konservative estimater over mengdene av slikt avfall i disse landene, sammenholdt med estimater over avfallsproduksjonen i ikke-OECD-land, som det finnes lite data for, tyder på at vi hvert år i hele Europa produserer 4 000 millioner tonn fast avfall.

Rapportert avfallsproduksjon i EU i de fem viktigste sektorene - landbruk, gruvedrift, industri, kommunal og kraft - økte med til sammen 9,5 % fra rundt 1990 til rundt 1995 (figur 7.2). Dette gjenspeiler nok både forbedringer når det gjelder rapportering og en reell årlig økning i avfallsproduksjonen. Økningen fra 1990 til 1995 var langt mindre enn økningen fra 1985 til 1990. Forholdet mellom sektorene har vært noenlunde konstant, med landbruket som den desidert største avfallsprodusenten. Det er imidlertid stor usikkerhet med hensyn til hvilke kvanta det egentlig er snakk om, særlig når det gjelder industri og kommunal sektor, og det er på disse to sektorene vi har de største forvaltningsproblemene. Ikke alle land betrakter rester fra gruvedrift som avfall, og overvåkingen av landbrukets avfallsproduksjon er verken sammenhengende eller sammenlignbar med data for andre typer avfall. Ingen sammenlignbare data er tilgjengelig for de landene i Europa som ikke er EU-medlemmer.

### 7.2.1 Kommunalt avfall

Kommunalt avfall er den avfallsstrømmen vi har mest pålitelige data for. Likevel er hullene fremdeles for store til at vi kan lage oss noe som helst grunnleggende bilde av tendensene når det gjelder avfallsproduksjonen i Europa sett under ett.

I OECD-Europa ble omkring 203 millioner tonn kommunalt avfall rapportert for 1995, eller 420 kg per innbygger per år, sammenlignet med 183 millioner tonn i 1990 (figur 7.3). Dette tilsvarer omkring 10 % av totalt innrapportert mengde. Sannsynligvis er de faktiske totalmengdene større, slik at kommunalt avfall sannsynligvis utgjør mindre enn 10 % av totalen ettersom de andre sektorene generelt underrapporterer sin avfallsproduksjon og tallene her er mindre pålitelige. Totalt rapportert mengde kommunalt avfall for OECD-landene i Europa økte med omkring 4,9 millioner tonn årlig fra 1980 til 1995, en økning på 56 % eller 90 kg per innbygger i perioden (figur 7.4).

OECDs definisjon på kommunalt avfall anvendes ikke en gang systematisk innenfor OECD-statene i Europa, og det er en rekke vesentlige avvik. Tysk og sveitsisk fortolkning utelukker avfall innsamlet separat utenfor offentlig sektor med sikte på resirkulering, som emballasje innsamlet av Duale System Deutschland. Dette kan forklare nedgangen i rapporterte mengder kommunalt avfall i disse to landene mellom 1990 og 1995 (figur 7.3). I flere land regnes kloakkslam som kommunalt avfall. Storbritannia rapporterer data bare for husholdningsavfall, ikke for kommunalt avfall sett under ett.

Mot denne bakgrunn kom OECD i sin miljøeffektivitetgjennomgang av Nederland fram til at landet i 1991 hadde produsert 500 kg kommunalt avfall per innbygger, mot 370 kg per innbygger i snitt for EU. Dette ble imøtegått i en detaljert undersøkelse (van Beek 1997) som på grunnlag av harmoniserte data for et senere år (1994) fant at Nederland genererte 566 kg kommunalt avfall per innbygger, mot gjennomsnittlig 530 kg per innbygger for de sju landene. For husholdningsavfall

Figur 7.2 Avfallsproduksjon etter sektor i 1985 1990 og 1995

millioner tonn  
Landbruk (12) - Gruvedrift (14) - Industri (17) - Kommunal (19) - Kraft (10)

**Merknad:** Tallene i parentes angir for hvor mange land data var tilgjengelig. For mange av landene/sektorene gjelder dataene ikke det rapporterte året.

**Kilde:** OECD

var tallene for disse landene mellom 261 og 476 kg per innbygger, med et gjennomsnitt på ca. 390 kg per innbygger for 1993-94 (figur 7.5).

Landene i Sentral- og Øst-Europa og Europas nye, uavhengige stater har mest komplette talldata for 1990. 12 land rapporterte en samlet produksjon av kommunalt avfall på 65 millioner tonn (figur 7.3). Data, som bare fantes for seks av landene i Sentral- og Øst-Europa og Europas nye, uavhengige stater for 1990 og 1995, viste en økning i produksjonen av kommunalt avfall på 2-70 %.

### 7.2.2. *Industriavfall*

Industriavfall omfatter mange forskjellige avfallsstrømmer, hvorav en rekke er klassifisert som farlige. OECD-landene i Europa rapporterte en produksjon på 410 millioner tonn industriavfall rundt 1995, sammenlignet med omkring 377 millioner tonn i 1990, eller en gjennomsnittlig årlig økning på 9,4 millioner tonn (2,5 %). Rapporteringen av industriavfall er ikke like fullstendig som for kommunalt avfall, for dataene er vanligvis aggregert og i mange tilfeller estimert.

Den russiske føderasjon og Ukraina rapporterte til sammen 225 millioner tonn i 1993/94, noe som gjør dem til henholdsvis den største og den tredje største produsenten av industriavfall i Europa (figur 7.6).

**Figur 7.3 Produksjon av kommunalt avfall 1990 og 1995**

|   |
|---|
| VEST-EUROPA   |
| Tyskland  |
| Frankrike   |
| Storbritannia   |
| Italia  |
| Spania  |
| Nederland   |
| Belgia  |
| Sverige   |
| Hellas  |
| Finland   |
| Portugal  |
| Sveits  |
| Østerrike   |
| Danmark   |
| Norge   |
| Irland  |
| Luxembourg  |
| SENTRAL- OG ØST-EUROPA + EUROPAS NYE, UAVHENGIGE STATER |
| Den russiske føderasjon                                 |
| Tyrkia  |
| Polen   |
| Romania   |
| Ungarn  |
| Latvia  |
| Den tsjekkiske republikk                                |
| Bulgaria  |
| Den slovakiske republikk                                |
| Litauen   |
| Hviterussland   |
| Kroatia   |
| Albania   |
| Slovakia  |
| Estland   |

**Kilde:** OECD, EEA 1997

### 7.2.3. Farlig avfall

Farlig avfall utgjør bare en liten del av den totale avfallsproduksjonen i Europa, men kan likevel utgjøre en alvorlig trussel mot den menneskelige helse og miljøet om det ikke forvaltes og deponeres på en sikker måte. Mesteparten kommer fra industri, gruvedrift og opprydding av forurensede områder, men enkelte ting vi omgir oss med til daglig - f.eks. nikkelkadmiumbatterier, mange organiske løsemidler, maling og motoroljer - inneholder også farlige stoffer. Å identifisere og kvantifisere slike diffuse kilder til farlige stoffer i kommunalt avfall er en vanskelig men viktig oppgave. EU vurderer for tiden en endring i rammelovgivningen om farlig avfall for å sikre at regelverket også dekker kommunalt avfall som inneholder farlige stoffer.

Definisjonene på farlig avfall varierer sterkt fra land til land, og på grunn av en stadig utvidelse av definisjonene er det vanskelig å gjøre sammenligninger over tid. For eksempel vurderes nå et tillegg på flere hundre stoffer i EUs liste over farlig avfall. Figur 7.7 viser produksjonen av farlig avfall (etter Basel-konvensjonens definisjon) rapportert av de europeiske OECD-landene. Betydelig mengder produseres i Øst-Europa, men pålitelige data basert på internasjonale definisjoner finnes for det meste ikke. Som i EU omfatter avfall som betraktes som farlig i disse landene vanligvis løsemidler, malingrester, avfall som inneholder tungmetaller, syrer og oljeholdig avfall. Det er anslått at Den russiske føderasjon genererer 20-25 millioner tonn farlig avfall per år, av totalt 31-36 millioner tonn/år i alle landene i Sentral- og Øst-Europa og Europas nye, uavhengige stater (Hodalic m.fl. 1993).

### 7.3. Avfallsforvaltning: en ny tilnæringsmåte

Avfallsforvaltningen er langt fra tilfredsstillende i alle sektorer. Dette betyr for det første økt belastning på miljøet, og for det annet at stadig mer bærekraftige forvaltningsløsninger må finnes. Det allment aksepterte hierarkiet innenfor metodene for avfallsforvaltning er:

- avfallsforebygging ved kilden,
- gjenbruk og resirkulering av avfall,
- deponering av ikke-gjenvinnbare rester.

Dette avfallsforvaltningshierarkiet ble vedtatt i OECD-landene i 1976, men gjennomføringen samlet sett har gått tregt selv om flere av landene har kommet ganske langt med hensyn til de avfallsmengder som resirkuleres. Hierarkiet ble nedfelt i EUs avfallsstrategi med Europakommisjonens avfallsstrategimelding i 1989 (CEC 1990).

Deponering av avfall på fyllplasser er fremdeles den billigste og vanligste metoden i alle europeiske land. Figur 7.8 illustrerer de relative kostnadene ved deponering og forbrenning. Bortsett fra i Sverige er kostnadene ved forbrenning høyere enn ved deponering på fyllplasser, særlig i land som bruker renere men mer kostbar forbrenningsteknologi. I Europa har moderne og veldrevne forbrenningsanlegg praktisk talt eliminert problemet med dioksinutslipp.

Dumping av fast avfall til havs betraktes ikke lenger som noen akseptabel løsning, selv om

**Figur 7.4 Produksjon av kommunalt avfall i OECD-landene i Europa 1980-1995**

|  |
|--|
| Total avfallsproduksjon<br>Millioner tonn<br>Avfallsproduksjon per innbygger<br>kg/innb. |
|--|

Kilde: OECD

**Figur 7.5 Husholdningsavfall og kommunalt avfall iht. VROM 1994**

|           |
|-----------|
| Frankrike |
|-----------|

Nederland  
Østerrike  
Norge  
Danmark  
Belgia  
Sverige

**Kilde:** van Beek 1997 (data fra Tyskland utelatt)

kloakkslam i mange av landene ofte slippes direkte ut i sjøen. Dumping av kloakk i innenlands vassdrag og på kysten vil bli forbudt i EU etter 31. desember 1998.

### **7.3.1. Prioriterte avfallsstrømmer i EU**

Europakommisjonens program for prioriterte avfallsstrømmer henter sin inspirasjon fra Nederlands erfaring med «avtaler» om spesifikke typer avfall: avtaler mellom regjeringen, økonomiske sektorer og eventuelt NGOer om oppnåelsen av mål for avfallsreduksjon eller gjenvinning. Tiltakene i programmet fokuserer på:

- brukte dekk,
- skrapbiler,
- sykehusavfall,
- bygge- og rivningsavfall,
- elektrisk og elektronisk avfall.

Programmet for prioriterte avfallsstrømmer har fått en blandet mottakelse, for det er bare oppnådd delvis enighet om tallfestede mål for de ulike avfallsstrømmene, men også på grunn av den ufullstendige rapporteringen av data og mangelen på statistikker for hele EU. Imidlertid har dette initiativet økt innsikten i og høynet informasjonsnivået om de ulike avfallsstrømmene. EUs nye strategi for avfallsforvaltning oppfordrer Kommisjonen til å utarbeide rutiner for hensiktsmessig oppfølging og utrede om og hvordan andre avfallsstrømmer bør håndteres på fellesskapsplan. Et EU-direktiv for skrapbiler er ventet, og flere land planlegger frivillige ordninger for håndtering av skrapbiler og elektrisk og elektronisk avfall.

Problemet med brukte dekk, en betydelig avfallsstrøm i mange land, illustrerer det potensialet som ligger i metoden med prioriterte avfallsstrømmer. Mer enn 250 000 tonn brukte dekk kastes hvert år i Tyskland. 37 millioner dekk (378 000 tonn) kom fra kjøretøy i Storbritannia i 1995, hvorav 74 % enten ble brukt på nytt, regummiert, resirkulert eller brent i anlegg med energigjenvinning. I Danmark gis det støtte til resirkulering av brukte dekk gjennom en avgift, og Nederland og Finland har allerede innført forbud mot deponering av brukte dekk på fyllplasser og innført målsetninger for regummiering, resirkulering og forbrenning med energigjenvinning. I EUs utkast til fyllplassdirektiv foreslås forbud mot deponering av dekk på fyllinger.

### **7.3.2. Avfallsminimering og avfallsforebygging**

Fordi det alltid er bedre å være føre var enn etter snar, bør avfallsminimering og avfallsforebygging være en av hjørnesteinene i enhver avfallsstrategi. Mens det på den ene siden er tatt initiativer over hele Europa, og EU-landene har vært nødt til å legge seg på denne linjen siden 1991, er på den annen side informasjon om effektiviteten på nasjonalt plan omtrent fullstendig fraværende. Avfallsforebygging eller -reduksjon kan oppnås ved å:

- utvikle renere teknologi,
- forbedre produktutformingen,
- finne erstatningsmaterialer,
- utvikle egnede teknikker for å fjerne farlige stoffer fra avfallet før det gjenvinnes eller sluttbehandles,
- endre forbrukernes vaner (livsstil).

Skal det kommunale avfallet for eksempel gå til forbrenning, vil separat innsamling av avfall som kan inneholde tungmetaller og klorforbindelser og fjerning av disse



---

**Figur 7.6 Avfall fra fabrikkindustrien, ca. 1995**

---

Den russiske fød.  
Frankrike  
Ukraina  
Tyskland  
Storbritannia  
Tyrkia  
Polen  
Italia  
Den tsjekkiske rep.  
Finland  
Spania  
Belgia  
Sverige  
Nederland  
Østerrike  
Ungarn  
Den slovakiske rep.  
Norge  
Danmark  
Luxembourg  
Sveits  
Hellas  
Island  
millioner tonn

**Kilde:** OECD 1997, nasjonale miljøtilstandsrapporter

reduere giftinnholdet i flygeasken og dioksininnholdet i de uunngåelige utslippene til atmosfæren.

Renere teknologi og renere produksjonspraksis, inkludert intern resirkulering innenfor den enkelte bransje, innføres i mange land, men resultatene kan bare vurderes på grunnlag av case studies, for vi mangler verktøy for å måle de samlede resultatene i aggregert form.

### 7.3.3. Resirkulering

Ekstern resirkulering er en interessant løsning når produksjonen av egnet avfall er tilstrekkelig stor. For eksempel har resirkulering av skrapjern og andre metaller lange tradisjoner, og markedet er stabilt med bare små variasjoner i resirkuleringsprosenten i løpet av de siste ti årene. Rundt 50 % av omsetningen i den europeiske jern- og stålindustrien er av resirkulerte materialer. Denne typen resirkulering drives av markedskreftene, men det finnes en rekke resirkuleringstiltak i industrien som har kommet i stand takket være miljølovgivning for særskilte avfallsstrømmer som støv fra lysbueovner, støpesand, løsemiddelrester og avfall av ikke-jernmetall. De stadig større mengdene glass, papir og papp som resirkuleres (figur 7.9a og 7.9b) viser hva vi kan oppnå gjennom en kombinasjon av gunstige økonomiske vilkår og politiske vedtak.

Resirkulering må skje i optimal grad, både fra et miljømessig og et økonomisk synspunkt, som del av en integrert politikk for avfallsforvaltning som innbefatter forebygging, gjenbruk og energigjenvinning. Dette forutsetter at vi har en metode for å avveie de økonomiske og de miljømessige kostnadene, som må evalueres fortløpende i lys av den teknologiske utvikling og økte kunnskap om miljøkonsekvensene av menneskelige aktiviteter. De nye resirkuleringsforetakene er, i motsetning til sine tradisjonelle motparter innen avfallsforvaltning, enten knyttet til særskilte komplekse avfallsstrømmer som elektronisk avfall, eller til lavverdi-avfallsstrømmer som dekk. I begynnelsen er de ofte ikke økonomisk levedyktige og står overfor mange problemer, blant annet:

- mangelen på organiserte innsamlingsystemer for avfallet som skal resirkuleres,
- behovet for å skille ut og håndtere ulike materialstrømmer fra ett og samme avfallsprodukt,

**Figur 7.7 Rapportert produksjon av farlig avfall i OECD-landene i Europa, siste tilgjengelige år**

|                            |
|----------------------------|
| Tyskland (1990)            |
| Frankrike (1994)           |
| Ungarn (1994)              |
| Polen (1992)               |
| Italia (1995)              |
| Den tsjekkiske rep. (1994) |
| Storbritannia (1994)       |
| Spania (1987)              |
| Nederland (1993)           |
| Belgia (1994)              |
| Portugal (1994)            |
| Den slovakiske rep. (1995) |
| Østerrike (1995)           |
| Sveits (1993)              |
| Finland (1992)             |
| Sverige (1985)             |
| Norge (1994)               |
| Hellas (1992)              |
| Tyrkia (1989)              |
| Danmark (1994)             |
| Luxembourg (1995)          |
| Irland (1990)              |
| Island (1994)              |

Kilde: OECD 1997

**Figur 7.8 Kostnadene ved behandling og deponering av ikke-farlig avfall i utvalgte europeiske land**

Tyskland  
Nederland  
Danmark  
Norge  
Irland  
Frankrike  
Sverige  
Finland  
Storbritannia  
Spania

**Kilde:** FEAD 1995

---

**Figur 7.9a Resirkuleringsprosent for glass, utvalgte land 1980-95**

---

|                            |
|----------------------------|
| % av tilsynelatende konsum |
|----------------------------|

**Kilde:** OECD 1997

---

**Figur 7.9b Resirkuleringsprosent for papir, utvalgte land 1980-95**

---

|                            |
|----------------------------|
| % av tilsynelatende konsum |
|----------------------------|

**Kilde:** OECD 1997

**Boks 7.1: Resirkulering av plast i Vest-Europa**

*Mengder:* Vest-Europa hadde i 1994 et forbruk på 29 millioner tonn plast og produserte 17,5 millioner tonn plastavfall. Bare 1,5 millioner tonn av plastavfallet fra husholdningene/forbrukerne ble resirkulert i 1993. Emballasje anslås å stå for 50 % av alt plastavfall og representerer mesteparten av den plasten som blir resirkulert.

*Problemer:* Med dagens teknologi er resirkuleringskostnadene høye, gjennomsnittlig 1 400 ECU/tonn, inkludert innsamling og sortering. Markedsprisene for resirkulert materiale er bare 70 % av prisen på nye polymerer, og tradisjonelt har prisen svingt mye på grunn av varierende kvalitet (brukerne legger stor vekt på eventuell forurensning), varierende mengder som er tilgjengelig og varierende markedspriser som ikke nødvendigvis gjenspeiler produksjonskostnadene.

*Muligheter:* Gjennombrudd innen gjenvinning som gjør det mulig å bruke plast i oljeraffinerier, jern- og stålproduksjon og sementovner. Nye produkter og erstatningsprodukter som innbefatter resirkulert plast er utviklet, inkludert erstatningsmaterialer for tømmer og nye polymerer, samt nye isolasjons- og byggematerialer.

**Kilder:** IPTS 1996 og Frost & Sullivan 1997

- vanskene med å samle inn store nok mengder materialer til å rettferdiggjøre kostnadene ved resirkulering,
- mangelen på «resirkuleringsvennlig utforming» i potensielt resirkulerbare produkter,
- mangelen på produktspesifikk resirkuleringsteknologi,
- mangelen på spesifikke nasjonale forordninger som oppmuntrer til resirkulering.

Resirkulerte materialer må vanligvis konkurrere med nye, billige råmaterialer. Resirkulering som gir høyverdige sekundære råmaterialer og reduserer avfallets potensielle farlighet vil kunne konkurrere med nye materialer hvis vi får metoder for å innarbeide miljøkostnader og bærekraftighetskonseptet i markedsøkonomien. Boks 7.1 illustrerer situasjonen for plastavfall i Vest-Europa.

#### 7.3.4. *Kompostering*

Kompostering av kommunalt avfall - som er en form for resirkulering og som har et marked for sluttproduktene - spiller en stadig større rolle i myndighetenes oppnåelse av resirkuleringsmålene. Kompostering er vanlig praksis i f.eks. Nederland, Østerrike, Tyskland, Danmark og Sveits.

I Nederland ble deponering av biologisk avfall forbudt i 1994. Siden da har lokale myndigheter måttet organisere separat innsamling av organisk husholdningsavfall for kompostering. Mengden biologisk avfall innsamlet i Nederland steg fra 57 kg per innbygger i 1993 til 95 kg per innbygger i 1996, og samme år var mengden biologisk husholdningsavfall som ble behandlet ved 23 anlegg kommet opp i 1 475 millioner tonn.

I Østerrike har separat innsamling av biologisk avfall vært påbudt siden 1995. Innsamlet mengde økte fra 35 kg per innbygger i 1994 til 50 kg i 1996, og det forventes at de 350 mottakene for biologisk avfall som for tiden er i drift vil måtte utvides for at Østerrike skal kunne oppfylle målet om å behandle 0,7 millioner tonn slikt avfall i 2004.

I Tyskland, hvor separat innsamling og behandling av organisk avfall er en integrerende del av den kommunale avfallsforvaltningen, har deltakelsen i komposteringsordninger vært raskt økende siden 1993. Det finnes nå omkring 400 komposteringsanlegg i drift i Tyskland (Waste Environment Today 1996).

**Figur 7.10 Anlegg for avfallsbehandling og -deponering i OECD-landene i Europa**

#### **Fyllplasser**

Den slovakiske rep.  
 Hellas  
 Tyskland  
 Storbritannia  
 Ungarn  
 Italia  
 Polen  
 Finland  
 Frankrike  
 Den tsjekkiske rep.  
 Portugal  
 Sverige  
 Norge  
 Danmark  
 Irland  
 Belgia  
 Nederland  
 Østerrike  
 Sveits  
 Island  
 antall fyllplasser

**Forbrenningsanlegg**

|                           |
|---------------------------|
| Frankrike                 |
| Storbritannia             |
| Italia                    |
| Tyskland                  |
| Den tsjekkiske rep.       |
| Den slovakiske rep.       |
| Danmark                   |
| Sveits                    |
| Østerrike                 |
| Sverige                   |
| Spania                    |
| Norge                     |
| Belgia                    |
| Nederland                 |
| Island                    |
| Polen                     |
| Finland                   |
| Luxembourg                |
| Ungarn                    |
| Hellas                    |
| Irland                    |
| Portugal                  |
| antall forbrenningsanlegg |

Norge planlegger å forby deponering av våtorganisk avfall i 1999.

I andre land er det tre forhold som gjør at man fortsatt strever med å få i gang kompostering av kommunalt avfall:

- organisere hensiktsmessige ordninger for sortering og innsamling av organisk avfall,
- avpasse etterspørselen etter tilbudet på kompost på et marked med sterk konkurranse,
- sikre hensiktsmessige kvalitets- og helsestandarder for kompost.

Kompostens kvalitet er avgjørende om kompostering skal bli et reelt alternativ til avfallsdeponering. Det er ikke alltid mulig å oppnå salgskvalitet for alle typer kommunalt organisk avfall.

Den enkelte bys struktur og klimatiske forhold utgjør de største hindringene for innsamling og behandling av biologisk avfall i søreuropeiske land. EUs foreslåtte fyllplassdirektiv vil imidlertid sette grenser for hvor mye biologisk nedbrytbart materiale som kan deponeres, og dette vil kunne få stor betydning for behovet for kompostering og annen biologisk behandling.

### 7.3.5. Avfallshåndteringsanlegg

På grunn av manglende standardisering med hensyn til rapportering og definisjoner er de informasjonen vi har om Europas avfallsanlegg (figur 7.10) slett ikke entydige. Ofte gjøres det ingen forskjell mellom mottak for farlig og ikke-farlig avfall, eller begge typer avfall håndteres sammen, på samme sted. Av de 26 169 fyllplassene som p.t. er rapportert i bruk i OECD-landene i Europa, er det bare identifisert 325 som utelukkende mottar farlig avfall. På samme vis er bare 152 av de 1 258 forbrenningsanleggene reservert for farlig avfall. I Østerrike, Tyskland, Danmark, Luxembourg, Nederland, Sveits, Ungarn og Sverige gjenvinner mer enn 90 % av forbrenningsanleggene energi fra avfallsforbrenningen, mot under 40 % i de fleste andre landene.

Valg av type avfallshåndteringsanlegg som skal brukes påvirkes av en rekke ofte motstridende faktorer. Problemer i forbindelse med forbrenningsanleggenes beliggenhet og skjerpet kontroll med utslipp til luft fører ofte til en økning i deponeringsmengdene, mens problemer med fyllplassenes beliggenhet og skjerpet kontroll ofte fører til økt forbrenning og resirkulering. Metoder for å integrere anslag over miljøkostnadene i de økonomiske kostnadene som en del av den politiske planleggingen, kan endre forholdet mellom deponerings- og forbrenningsmengdene.

Vi har i dag i Europa samme fordeling når det gjelder håndteringen av kommunalt avfall som for ti år siden. Deponering på fyllplasser (73 %) og forbrenning (17 %) dominerer fortsatt blant disponeringsalternativene, med resirkulering

#### Andre behandlingsanlegg

|                     |
|---------------------|
| Østerrike           |
| Tyskland            |
| Danmark             |
| Storbritannia       |
| Italia              |
| Den tsjekkiske rep. |
| Frankrike           |
| Sveits              |
| Den slovakiske rep. |
| Nederland           |
| Spania              |
| Finland             |
| Portugal            |
| Norge               |
| Sverige             |
| Belgia              |
| Island              |
| Polen               |
| Luxembourg          |
| Ungarn              |
| Hellas              |
| Irland              |

**Kilde:** OECD 1997, og nasjonale miljøtilstandsrapporter:

---

**Figur 7.11 Forvaltning av kommunalt avfall i OECD-landene i Europa 1984-90 og 1991-95**

---

|                   |
|-------------------|
| millioner tonn/år |
| Deponering        |
| Forbrenning       |
| Resirkulering     |
| Kompostering      |
| Annet             |

**Kilde:** OECD



og kompostering som utgjør mindre enn 10 % (figur 7.12). Det er imidlertid store forskjeller mellom landene. For eksempel går ingenting av det kommunale avfallet til forbrenning i Portugal og Hellas, i fem av landene går mer enn 40 % til forbrenning, og i Luxembourg er denne andelen oppe i 75 %.

### 7.3.6. Avfallstransport

Behovet for å finne det mest hensiktsmessige eller økonomiske resirkulerings- eller behandlings- og håndteringsanlegget for enkelte typer avfall, særlig farlig avfall, skaper svært ofte et stort behov for avfallstransport, både innenfor det enkelte land og mellom landene. Rapportert eksport av farlig avfall til gjenvinning og håndtering var omkring 1 millioner tonn i OECD-landene i Europa i 1993 (det siste året vi har data for). Tyskland har hele tiden vært største nettoeksportør av farlig avfall. Belgia og Frankrike er fortsatt store nettoimportører (figur 7.12).

## 7.4. Tiltak og muligheter

Det er mange måter vi kan snu dagens trend i Europa med stadig større avfallsproduksjon på. Blant annet kan vi regulere avfallsmengden som bedriftene har tillatelse til å produsere, innføre fyllplassavgifter og andre tiltak som gjør det dyrere å kvitte seg med avfall, og teknologi som utnytter ressursene mer effektivt. Figur 7.13 viser hvordan utviklingen innen emballasjeteknologien medførte en nedgang i vekten på drikkevareemballasje i perioden 1960-90.

Et annet viktig moment er at produsentene må gjøres ansvarlige for avfallet av sine produkter etter bruk og kreve at det enkelte land må ta det fulle ansvar for behandlingen av sitt eget avfall. Forbudet i Basel-konvensjonen mot transport av farlig avfall med sikte på gjenvinning er i tråd med dette. Siden 1. januar 1998 har det i henhold til Basel-konvensjonen om kontroll med transport av farlig avfall over landegrensene vært forbud mot eksport av farlig avfall fra OECD-landene med sikte på gjenvinning eller resirkulering. Slik eksport kan likevel finne sted etter avtale mellom et OECD-land og et ikke-OECD-land. Det utarbeides nå lister over farlig avfall som omfattes av forbudet, og disse skal godkjennes av konvensjonspartene.

### Tiltak iverksatt av Europakommisjonen

Ut fra en forpliktelse om å utnytte ressursene på en bærekraftig måte, minimere miljøskadene, få forurenseren til å betale og håndtere miljøfarene ved kilden har EU tatt i bruk en lang rekke juridiske virkemidler for å framskynde og harmonisere nasjonale avfallslovgivninger. Mange andre europeiske land inntar nå en tilsvarende holdning. I tabell 7.1 ser vi hvilke kontrolltiltak som er på plass i EU og andre land i Europa.

Av ny fellesskapslovgivning om avfall kan vi nevne emballasjedirektivet (94/62/EF), som skulle vært gjennomført i medlemsstatenes nasjonale lovgivning innen 30. juni 1996, men som ennå ikke er det i fullt monn, og forslaget framsatt i mars 1997 til et direktiv om avfallsdeponering som tar sikte på å sikre at deponering på fyllplasser medfører minst mulig miljøskade. Direktivet inneholder forslag om å:

- redusere metanutslippene fra fyllplasser ved å minske mengden biologisk nedbrytbart avfall som deponeres,
- forby deponering av ulike avfallsfraksjoner på samme sted,
- forby deponering av smittefarlig sykehusavfall og bildekk,

Figur 7.12 Netto import og eksport av farlig avfall i utvalgte OECD-land 1989-93

|                               |
|-------------------------------|
| 1000 tonn/år                  |
| NETTOIMPORT AV FARLIG AVFALL  |
| NETTOEKSPORT AV FARLIG AVFALL |

Kilde: OECD

- kreve innsending av data om en rekke miljøparametre.

Direktivet anbefaler at fyllplasser skal være underlagt en konsesjonsordning og skal oppfylle tekniske krav med hensyn til beliggenhet, vannkontroll og håndtering av sigevannet, beskyttelse av jord og vann og kontroll med gass, plager og risikoer. Avgiftene for deponering vil måtte gjenspeile kostnadene ved etablering og drift av anlegget og anslåtte kostnader til nedstengning og ettervern i en periode på minst 50 år.

I 1997 vedtok Rådet for Den europeiske union en resolusjon om en fellesskapsstrategi for avfallsforvaltning basert på tidligere avfallsstrategier. Rådet fastholdt at avfallsforebygging skal være det overordnede mål for enhver avfallspolitikk for å redusere avfallsmengdene og farene i den forbindelse. Særlig vektlegger Rådet følgende:

- miljøskadelige stoffer i produkter skal erstattes med mindre skadelige,
  - miljørevisjonsordninger skal innføres,
  - forbruksmønstrene skal endres gjennom informasjon og opplæring av forbrukerne,
  - et pålitelig system for innsamling av data om avfall skal etableres på fellesskapsplan,
  - gamle fyllplasser og andre forurensede arealer skal identifiseres og rehabiliteres.
- Framdriften når det gjelder disse initiativene og mange andre skal rapporteres til Rådet innen utgangen av år 2000. Det europeiske emnesenteret for avfall, som ble opprettet av Det europeiske miljøbyrået i oktober 1997, vil lette den nødvendige innsamlingen av informasjon om avfallsproduksjon og avfallsforvaltningspraksis. Innenfor EU forventes Eurostats datainnsamling innenfor rammen av avfallsstatistikkforordningen, som er under utarbeidelse, å øke datatilgjengeligheten betydelig.

Man fikk klart føle konsekvensene av å sette opp målsetninger på grunnlag av ufullstendige data eller data av dårlig kvalitet i forsøket på å etterkomme målsetningen for kommunalt avfall i EUs femte handlingsprogram for miljø. I programmet var målet å stabilisere produksjonen av kommunalt avfall per innbygger i EU på 1985-nivå innen år 2000. I 1985 produserte hver innbygger i EU anslagsvis 330 kg. Dette tallet hadde gått opp til 430 kg i 1995, og de faktiske tallene kan være høyere (se punktet om VROM-undersøkelsen i 7.2.1 og figur 7.5). Det er mindre enn to år til denne fristen går ut, og lite tyder på at forsøkene på å redusere produksjonen av kommunalt avfall til et slikt vilkårlig fastsatt mål vil kunne lykkes.

Innsamling av data om avfall og avfallslovgivning gjøres ikke lettere av at grensen mellom avfall og sekundære råstoffer ikke er konsekvent. For eksempel vil skraphandlere mene at de handler med sekundære råmaterialer og ikke avfall, og at de derfor må være unntatt fra kontroll i henhold til avfallslovgivningen - en regel som en del av landene anvender på materialer som går direkte inn i en gjenvinningsprosess. Varierende definisjoner og klassifisering av avfall og andre materialer kan imidlertid påvirke tallene i avfallsstatistikkene, men problemet med forvaltningen av avfallet er fremdeles det samme.

#### ***Avfallsforvaltning i landene i Sentral- og Øst-Europa og Europas nye, uavhengige stater***

En undersøkelse gjennomført av Verdensbanken har gjennomgått mulighetene for miljøvern og forvaltning av naturressursene i Ukraina. Undersøkelsen identifiserte problemer og løsninger som mange av de østeuropeiske landene har felles:

- større investeringer med sikte på modernisering og forurensningskontroll blir for dyre,
- de fleste miljøinvesteringene vil måtte finansieres gjennom intern verdiskaping eller finansieringskapasitet i den enkelte bransje og gjennom fastsettelse av hensiktsmessige avgifter for bruk av energi og kommunale tjenester, herunder avfallsforvaltning,

---

**Figur 7.13 Nedgang i emballasjevekt som følge av teknologiske framskritt**

---

|                          |
|--------------------------|
| Beholderens vekt<br>gram |
|--------------------------|

**Kilde:** Incpen 1995

Tabell 7.1 Veiledende status for avfallslovgivning og avfallspolitikk i 30 europeiske land

|                          | Planer for avfallsforvaltning | Prioritet: forebygge og redusere avfallsets farlighet | Miljøavgifter på avfall | Prod.-ansvar | Mål         |                           |               | Kontroll med farlig avfall | Baselkonvensjonen | Miljøbasert konsesjonssystem for deponerings- og gjenvinningsanlegg |  |
|--------------------------|-------------------------------|---|-------------------------|--------------|-------------|---------------------------|---------------|----------------------------|-------------------|---|--|
|                          |                               |   |                         |              | Forebygging | Gjenvinning/resirkulering | Farlig avfall |                            |                   | Annet avfall  |  |
| Østerrike                | ✓                             | ✓   | ✓                       | ✓            | ✓           | ✓                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Belgia                   | ✓                             | ✓   | ✓ P                     | ✓            | ✓           | ✓                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Danmark                  | ✓                             | ✓   | ✓ L,P                   | ✓            | -           | ✓                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Finland                  | ✓                             | ✓   | ✓ L,P                   | ✓            | x           | ✓                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Frankrike                | ✓                             | ✓   | ✓ L,W                   | ✓            | -           | ✓                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Tyskland                 | ✓                             | ✓   | x <sup>1</sup>          | ✓            | ✓           | ✓                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Hellas                   | ✓                             | ✓   | x                       | ✓            | ✓           | ✓                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Irland                   | ✓                             | ✓   | x                       | ✓            | ✓           | ✓                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Italia                   | ✓                             | x   | ✓ L,P                   | ✓            | x           | ✓                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Luxembourg               | ✓                             | ✓   | x                       | ✓            | x           | -                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Nederland                | ✓                             | ✓   | ✓ L                     | ✓            | ✓           | ✓                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Portugal                 | -                             | -   | x                       | ✓            | x           | ✓                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Spania                   | ✓                             | x   | x                       | ✓            | x           | -                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Sverige                  | ✓                             | ✓   | x                       | ✓            | ✓           | ✓                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Storbritannia            | ✓                             | ✓   | ✓ L                     | ✓            | x           | ✓                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Island                   | -                             | x   | ✓ W                     | ✓            | -           | -                         | ✓             | R                          | -                 | -   |  |
| Norge                    | ✓                             | ✓   | ✓ P                     | ✓            | -           | ✓                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Sveits                   | -                             | -   | x                       | ✓            | -           | -                         | ✓             | R                          | ✓                 | -   |  |
| Bosnia                   | x                             | x   | x                       | x            | x           | x                         | x             | x                          | x                 | x   |  |
| Bulgaria                 | x                             | x   | x                       | ✓            | x           | x                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Den tsjekkiske republikk | -                             | -   | x                       | ✓            | x           | x                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Estland                  | -                             | -   | ✓ P                     | ✓            | x           | ✓                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Ungarn                   | x                             | x   | x                       | ✓            | x           | x                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Latvia                   | -                             | -   | ✓ G                     | ✓            | -           | -                         | ✓             | R                          | ✓                 | -   |  |
| Litauen                  | ✓                             | -   | x                       | ✓            | x           | -                         | ✓             | x                          | ✓                 | ✓   |  |
| Polen                    | -                             | -   | x                       | ✓            | x           | x                         | ✓             | R                          | -                 | -   |  |
| Romania                  | -                             | -   | x                       | ✓            | x           | x                         | ✓             | R                          | -                 | -   |  |
| Den slovakiske republikk | -                             | -   | x                       | ✓            | x           | x                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Den russiske føderasjon  | x                             | x   | x                       | ✓            | x           | x                         | ✓             | R                          | ✓                 | ✓   |  |
| Ukraina                  | x                             | x   | x                       | -            | x           | x                         | -             | x                          | -                 | -   |  |

## Forklaring

✓ på plass  
L fyllplassavgift

x ikke på plass  
P emballasjeavgift

- ingen opplysninger  
W avgift på avfallsproduksjon

R har ratifisert Basel-konvensjonen  
G produktavgift

**Merknad:** <sup>1)</sup> bare i enkelte Länder/områder.

**Kilder:** OECD 1996, CEC 1997, Perchards 1997, ADEME 1996, EEA 1996, IPPR 1996, McKenna & Co 1996, EBRD 1994, Clifford Chance 1995, Verdensbanken 1994, UK DTi/DoE JEMU reports 1993-96, nasjonale emnesentre, ambassader, Basel-konvensjonens sekretariat (Genève) og Golder Associates Europe.

- de bedriftene som er framgangsrrike eller tilbyr gode muligheter for fellesforetak vil raskest kunne investere i ny teknologi,
- samfunn som er i stand til eller rede til å betale for nye infrastrukturer vil være de første til å dra fordel av styrket avfallsforvaltning.

Prioriteringen må derfor være som følger:

- bedre den kommunale avfallsforvaltningen ved avfallssortering, påby bedret fyllplassforvaltning og øke fyllplassavgiftene,
- innføre programmer på lokalt plan for å oppmuntre til resirkulering av farlig og fast avfall,
- sette opp prioritert oversikt over fyllplasser på grunnlag av potensielle helsevirkninger for ansatte og distriktet,
- gjennomføre lavkostnadstiltak for reduksjon eller inneslutning på prioriterte fyllplasser,
- innføre lovgivning med regler om framgangsmåtene for prioritering av fyllplassene, fastsette omfanget av nødvendig opprensing, rapporteringskrav og regler for lagring og transport av farlige materialer og farlig avfall (Verdensbanken 1994).

I tillegg har mange europeiske land innført økonomiske virkemidler i form av avgifter eller gebyrer for å motvirke bruken av avfallsfyllinger eller legge til rette for ordninger for gjenbruk/resirkulering/gjenvinning av avfall som brukte dekk, flasker og spillolje.

### **Referanser**

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, Frankrike.

CEC (1997). *Meddelelse fra Kommissjonen til Rådet og Europaparlamentet om anvendelse av direktiv 75/439/EØF, 75/442/EØF, 78/219/EØF og 86/278/EØF om avfallsforvaltning*. COM(97) 23 endelig versjon. Brussel, februar 1997.

Clifford Chance (1995). *The European Environmental Law Guide*.

EBRD (1994). *Investors' Environmental Guidelines*. Den europeiske bank for gjenoppbygging og utvikling.

EEA, Det europeiske miljøbyrået (1996). *Environmental Taxes Implementation og Environmental Effectiveness*. Miljøspørsmålsserien nr. 1. EEA, København 1996. ISBN 92-9167-000-6.

Frost & Sullivan (1997). *European Market for Recycled Plastics*.

Hodalic, J., M. Slokar og R. Gacesa (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, Seville, p. 48.

IPPR (1996). *Green Taxes in Europe*. Institute of Public Policy Research.

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*. Organisasjonen for økonomisk samarbeid og utvikling.

OECD (1996). *Environmental Taxes in OECD Countries*. Organisasjonen for økonomisk samarbeid og utvikling.

OECD (1997). *Environmental Data Compendium 1997*. Organisasjonen for økonomisk samarbeid og utvikling.

Perchards (1997). *Packaging Legislation in Europe - An Update*. Storbritannia.

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*. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, Nederland.

*Waste Environment Today* (1996). Vol. 9, s.7-8.

Verdensbanken (1994). *Ukraine: Suggested Priorities for Environmental Protection and Natural Resource Management*, Vols 1 og 2.

## 8. Biologisk mangfold

### Hovedkonklusjoner

Flora og fauna i Europa står fortsatt under stort press, og stadig flere arter er i tilbakegang. I mange av landene trues nå inntil halvparten av kjente virveldyr.

For mer enn en tredel av Europas fuglearter er bestanden i tilbakegang, og verst er situasjonen i Nordvest- og Sentral-Europa. Dette skyldes hovedsakelig at habitatene er skadet på grunn av endret arealbruk, særlig gjennom intensivering av jordbruk og skogbruk, økt infrastrukturutvikling, uttak av vann og forurensning.

Imidlertid øker bestanden hos flere dyrearter som har tilknytning til menneskelige aktiviteter, og noen plantearter som tåler høye næringsstoffnivåer eller surt miljø, får større utbredelse. Det har også vært en økning i antallet hekkende fugler i områder hvor det drives organisk jordbruk. Innføringen av ikke-stedegne arter forårsaker problemer i marine, akvatiske og terrestriske habitater.

Tapet av våtmark er størst i Sør-Europa, men avgangen er også betydelig i mange land- og byområder i Nordvest- og Sentral-Europa. De viktigste årsakene er landgjenvinning, forurensning, drenering, rekreasjon og urbanisering. Noen store og mange små prosjekter for gjenoppbygging av miljøet i elver, innsjøer, myrer og sumpmark veier til en viss grad opp for disse tapene.

I dette århundret har arealet av sanddyner gått ned med 40 %, særlig i Vest- og Nordvest-Europa, og hele en tredel har gått tapt siden midten av 1970-tallet. De viktigste årsakene er urbanisering, rekreasjon og skogplanting.

Det totale skogarealet øker, og det samme gjør tømmerproduksjonen. «Ekstensiv» skogforvaltning, som tidligere var vanligst, blir i stadig større grad erstattet av en mer intensiv og ensrettet forvaltning. Bruken av eksotiske arter øker fremdeles. Arealene med gamle naturlige og halvnaturlige skoger blir stadig mindre. Mesteparten av de gamle og nesten uberørte skogene finnes nå i landene i Sentral- og Øst-Europa og Europas nye, uavhengige stater, selv om mindre arealer også finnes andre steder. Skogbrann er fortsatt et problem rundt Middelhavet, selv om det har vært en nedgang i det berørte området. Konseptet «bærekraftig skogbruk» begynner nå å få innpass innen skogbruk og -forvaltning, men det er ennå ikke påvist noen generell innvirkning på det biologiske mangfold.

Etter hvert som jordbruket er blitt mer intensivt og skogplantingen har fortsatt i områder hvor jordbruket har kastet lite av seg, har tapet av halvnaturlige habitater som enger vært stort. Slike habitater var tidligere svært vanlige i Europa. De var avhengige av ekstensiv jordbruksforvaltning med liten tilførsel av næringsstoffer, men lider nå under overgjødsling og forsuring. Plante- og dyrelivet, som ofte var svært rikt, har forsvunnet, og det naturlige biologiske mangfoldet i det åpne landskapet er betraktelig redusert.

Omfattende tiltak og lovgivning for beskyttelse av arter og habitater er innført internasjonalt og nasjonalt i alle land. Til tross for at store land- og sjøområder og en rekke arter og habitater med dette er beskyttet, er selve gjennomføringen ofte vanskelig, går sakte og har ikke klart å motvirke den generelle tilbakegangen. På europeisk plan er de viktigste initiativene for tiden implementeringen av Natura 2000-nettet av utpekte lokaliteter i EU, og for resten av Europa det kommende EMERALD-nettet i henhold til Bern-konvensjonen.

Generelt sett blir vern av det biologiske mangfold ofte betraktet som mindre viktig enn de kortsiktige økonomiske og samfunnsmessige interesser til de sektorene som har størst innvirkning på mangfoldet. Et av de største hindrene for å gjennomføre disse målene er fremdeles behovet for å integrere

**hensynet til det biologiske mangfold i politikken på andre områder. Strategiske miljøvurderinger i forbindelse med politiske tiltak og programmer kan, sammen med naturvernlovgivning, være viktige virkemidler for å fremme denne integrasjonen.**

## **8.1. Innledning**

Biologisk mangfold, eller biodiversitet, definert i boks 8.1, er blitt et begrep siden Konvensjonen om biologisk mangfold ble undertegnet på Verdenskonferansen i Rio de Janeiro i 1992. Siden den gang har vern og bærekraftig utnyttelse av de ulike bestanddelene i det biologiske mangfold (fra økosystemer og habitater til arter og genetiske ressurser) blitt satt på dagsordenen i mange land, med en økende bevisstgjøring om at biologisk mangfold er selve grunnlaget for menneskets eksistens (Konvensjonen om biologisk mangfold 1997, UNEP 1995, se boks 8.1). Prinsippene fastlagt i konvensjonen har funnet veien fram til et bredt spekter av policy-dokumenter, men gjennomføringen av politikken basert på disse prinsippene går for det meste tregt.

Til tross for ulike tolkninger av begrepet biologisk mangfold og hvilke prioriteringer som bør gjøres, er det en økende forståelse for de gjensidige avhengighetsforhold, ansvaret og behovet for en bærekraftig utnyttelse av naturressursene, inkludert de biologiske og genetiske ressurser. Forpliktelsene fastsatt i Konvensjonen om biologisk mangfold har gjort at jordbruk, skogbruk, fiske, ressursutnyttelse og arealbruk og naturvern må ses i forhold til hverandre.

Dette kapitlet omhandler hovedsakelig plante- og dyrelivet, naturlige og halvnaturlige habitater og økosystemer, og vi bruker for det meste eksempler fra landjorden.

Det biologiske mangfold i havet, langs kysten og i ferskvann berøres ikke, for dataene her er for sparsomme og gjelder hovedsakelig vannkvalitet eller fiske.

Forandringer i forekomsten og fordelingen av arter og habitater beskrevet i dette kapitlet gjenspeiler konsekvensene av de fleste miljøproblemene som behandles i de andre kapitlene.

## **8.2. Endringer i Europas biologiske mangfold**

### **8.2.1. Arealbruk som underliggende årsak**

Det meste av endringene i det biologiske mangfold som finner sted i Europa skyldes i hovedsak utviklingen med intensivt jordbruk, skogbruk, urbanisering, fiskeri, forvaltning av mineralressurser og vann, transport og turisme, samt de konsekvenser for arealbruk denne utviklingen medfører. I størsteparten av Europa har endret arealbruk medført store forandringer, nedgang i og tap av artsmangfold i naturlige og halvnaturlige habitater som følge av forstyrrelser, forringelse og forurensning (Baldock 1990, Pain og Pienkowski 1997, Tucker og Evans 1997) og innføringen av arter.

Tabell 8.1 viser noen av de konsekvenser utviklingen og arealbrukendringene har hatt på de viktigste habitattypene i Europa.

Europa har i dag praktisk talt ingen fullstendig uberørte naturlige områder og få

#### **Boks 8.1: Definisjon på biologisk mangfold**

Den internasjonale konvensjon om biologisk mangfold, som ble undertegnet i Rio de Janeiro i 1992, definerte biologisk mangfold som bestående av ulike typer biologiske elementer på forskjellige nivåer, dvs. som variasjonen mellom alle levende organismer fra alle kilder, herunder blant annet terrestriske, marine og andre akvatiske økosystemer og økologiske komplekser som de inngår i; dette omfatter mangfold innenfor den enkelte art, av arter og av økosystemer. Biologisk mangfold omfatter ikke bare artsmangfold, men også genetisk variasjon innenfor den enkelte art og mellom populasjoner, habitater og økosystemer. Elementene i det biologiske mangfold - enten de er store eller små, sjeldne eller vanlige - tar alle del i de universelle prosessene produksjon, opprettholdelse og regulering av liv. Større endringer, tap eller forringelse av det biologiske mangfold kan dermed få økonomiske, samfunnsmessige og kulturelle konsekvenser og kostnader i tillegg til dyptgående økologiske, etiske og estetiske implikasjoner. Dette var det bred enighet om i Rio.

Konvensjonens målsetning er bevaring av det biologiske mangfold, bærekraftig utnyttelse av dets komponenter og rimelig og rettferdig deling av resultatene av utnyttelsen av genetiske ressurser. Slik deling bør finne sted gjennom hensiktsmessig tilgang til genetiske ressurser og hensiktsmessig overføring av relevant teknologi, samtidig som det tas hensyn til alle rettigheter til slike ressurser og slik teknologi gjennom hensiktsmessige finansieringsordninger.



Tabell 8.1 Ulike typer arealbruk som drivkrefter og belastninger på Europas biologiske mangfold

| Berørte habitater   | Jordbruk   | Vannbruk og -forvaltning   | Byutvikling, industriutbygging, reiselivsutviding og infrastruktur   | Skogforvaltning   | Annet   |
|---|--|--|--|---|---|
| Marine farvann, herunder elvemunninger                    | Eutrofiering og forurensning av plantevernmidler ifm. utvasking, avrenning eller avsetning fra luft. Sedimentering.  | Endret vannutveksling mellom hav og laguner, elvemunninger   | Forurensning av olje, kloakk, industrielt og urbant avfall som dumpes til havs.  | Avskoging i elvers nedslagsfelt medfører jorderosjon, sedimentering, eutrofiering   | Overfiske forrykker balansen i næringskjeden. Tråling og mudring skader habitatene på havbunnen. Innføring av fremmede arter. Akvakultur. |
| Kysthabitater   | Eutrofiering og forurensning av plantevernmidler ifm. utvasking, avrenning eller avsetning fra luft. U hensiktsmessig forvaltning av avleiringsstrender og sanddyner. En viss gjenvinning av eng- og beitemark.  | Påvirkning av habitatene i tidevannsbeltet pga. endrede/reduerte fersk-/saltvannsstrømmer.                                       | Direkte tap av habitater og fragmentering pga. utbygging. Forstyrrelse pga. friluftaktiviteter som vannsport, jakt og fiske. Motorisert ferdsel. Oppvarming av vannet pga. utslipp fra kraftstasjoner. | Skogplanting i sanddyner.   | Naturlige geomorfologiske prosesser forstyrres f.eks. av bølgevern og lignende, og mudring.   |
| Vann og vassdrag  | Eutrofiering og forurensning av plantevernmidler ifm. utvasking, avrenning eller avsetning fra luft. Sedimentering. Forsaltning.   | Endret vannføring. Regulering av elver og innsjøer ifm. drenering, flomforebygging og ferdsel. Oppdemning av elver og våtmarker. | Forurensning av kloakk, industrielt/urbant avfall. Forstyrrelser pga. friluftaktiviteter og turisme.   | Eutrofiering eller forsuring pga. utvasking og avrenning, jorderosjon og sedimentering, særlig etter omfattende avskoging.                        | Innføring av fremmede arter.  |
| Innlandsvåtmarker, myrer og sumpmark.                     | Eutrofiering og forurensning av plantevernmidler pga. utvasking, avrenning eller avsetning fra luft. Drenering ifm. jord- el. skogbruk. U hensiktsmessig forvaltning av enger og beitemark.  | Uttak av grunnvann og overflatevann.   | Drenering, tap av habitater og fragmentering. Forurensning av kloakk og industriavløp. Forsuring av ferskvann.   | Drenering og skogplanting i våtmarker.  | Forurensning, forstyrrelse og påvirkning av habitater pga. intensiv akvakultur.   |
| Lynghieier, myrer og undra.                               | Eutrofiering, forsuring el. (luftbåren) forurensning av plantevernmidler. Grøfting av myrer, u hensiktsmessig forvaltning (beiting på tundra og lynghieier.  | Omdanning av naturlige habitater til reservoarer.  | Sure avsetninger fra industrielle og urbane kilder.  | Drenering og skogplanting i lynghieier og myrer.  | Rovdyrkontroll, torvstikking.   |
| Landbruksareal  | Økt spesialisering og intensivering. Slutt på tradisjonell praksis med f.eks. blandingsdrift, økning i monokulturer. Habitater og landskapstyper med liten utbredelse forsvinner. Tap av jordbunn/jorderosjon.   | Irrigasjon av tørrlandsområder med lav intensitet. Uttørring av matjorden. Tap av variasjon i fuktighetsgrad. Forsaltning.       | Arealavgang.   | Skogplanting. Utvikling av agroskogbruk.  |   |
| Halvnaturlige enger og ekstensiv korndyrking (halvsteppe) | Eutrofiering, forsuring eller forurensning av plantevernmidler (Luftbåren/lokal bruk). Økt spesialisering og intensivering. Slutt på tradisjonell praksis med f.eks. småskala blandingsdrift, ekstensiv beiting og høyproduksjon. Ødeleggelse av habitater og landskapstyper med liten utbredelse forsvinner. Sterkt press pga. beiting i enkelte områder, nedgang i beiting og u hensiktsmessig forvaltning i enkelte større områder. | Tap av flomsletter pga. regulering av elver og innsjøer med sikte på flomforebygging og ferdsel.                                 | Fragmentering av habitater og tap av åpne landskaper.  | Skogplanting på åpent steppeland og ekstensiv korndyrking (halvsteppe).   |   |
| Habitater i hei, kratt og berg                            | Eutrofiering, forsuring eller forurensning av plantevernmidler (hovedsakelig luftbåren). U hensiktsmessig forvaltning.   |  | Direkte tap av habitater og fragmentering pga. utbygging.  | Skogplanting i hei og i buskvegetasjonen ved Middelhavet.   | Hyppe, ukontrollerte branner, særlig i middelhavslandene.   |
| Skoger  | Eutrofiering eller forsuring og forurensning pga. plantevernmidler (luftbåren/lokal bruk). U hensiktsmessig overbeiting i enkelte områder.   | Drenering.   | Direkte tap av habitater og fragmentering. Forstyrrelse i form av fritidsaktiviteter. Forsuring og annen luftbåren forurensning.   | Mer intensiv forvaltning og ensretting. Jordpakking, veibygging, bruk av plantevernmidler, planting av eksotiske arter. Avvikling av gammel skog. | Hyppe, ukontrollerte branner i middelhavslandene, mangel på branner i enkelte arktiske og tempererte skoger, store hjortebestander.       |

---

**Kart 8.1 De vigtigste habitattypenes fordeling**

---

**Kilder:** EEA ETC/LC og EEA ETC/NC. Arealdekkedata fra EEA. November 1997.

lite berørte områder. Skoger dekker en tredel av landarealet, fra rundt 6 % i Irland til 66 % i Finland (EEA 1995). Omkring 40 % av arealet er under en eller annen form for jordbruksforvaltning. Dette tallet er under 10 % i Finland, Sverige og Norge, omkring 60 % i Romania og Polen og hele 70 % eller mer i Storbritannia og Irland.

Europas store variasjon av habitattyper spiller en vesentlig rolle for landskapet og det lokale klimas struktur og funksjon, og utgjør det mesteparten av Europas befolkning til daglig kaller «naturen». Naturlige og halvnaturlige områder i skoger og jordbruksland blir mange steder mindre, mens byområder og -arealer hvor det drives intensivt jordbruk eller skogbruk er i vekst. I arealer som utnyttes intensivt ligger de naturlige og halvnaturlige habitatene spredt og isolert (kart 8.1).

I Øst-Europa har det vært en generell nedgang i jordbruksarealet siden begynnelsen av 1990-tallet. Det har vært en liten nedgang i jordbruksarealet i de fleste landene her, men større endringer vil kunne finne sted i marginale områder, der mange arealer, små som store, brakklegges. Bruken av tradisjonelle driftsmetoder og gamle planteslag og dyreracer er fremdeles ganske utbredt, men større endringer forventes å finne sted i de kommende årtier. Samme utvikling skjer i middelhavsområdet.

I Vest-Europa går utviklingen videre mot økt intensivering og spesialisering i landbruket. Brakkleggingspolitikken har ført til at store jordbruksarealer i perioder er blitt tatt ut av produksjon, og brakklegging har derfor vært en vesentlig men ustabil og periodisk form for forvaltning av arealet siden 1993. Det utvidede skogsarealet skyldes delvis naturlig tilvekst, for eksempel på brakklagt land. I mange land blir skogplanting rikelig subsidiert fordi man ønsker å øke tømmerproduksjonen, men også fordi man ut fra miljø- og samfunnshensyn ønsker å bedre filtreringen av grunnvannet, øke CO<sub>2</sub>-bindingen, samt bedre rekreasjonsmulighetene og det lokale klima.

Skogsarealet blir sakte men sikkert større, mest i næringsfattig jord og marginale landområder. Lommene med åpent land inne i skogene forsvinner og skogene gjennomskjæres av stadig flere veier, med de følger dette får for det naturlige biologiske mangfold. Bygging av veier kan føre til oppstyking av habitater, skade på viktige områder og lettere tilgang til tidligere fjerntliggende områder, med potensielt alvorlige konsekvenser på lang sikt for økosystemenes integritet. Dette gjelder særlig i land som til nå har hatt store, ubrutte skogsområder, som i de nordiske land (Nordisk Ministerråd 1997). Skogforvaltningen blir generelt stadig mer intensiv og ensartet, og stadig flere eksotiske treslag blir innført, men begrepet bærekraftig skogforvaltning, inkludert bruk av lokale treslag, blir stadig mer kjent.

Bevaring av sjeldne og truede habitater og arter er blitt et sentralt tema innen naturvern i hele Europa. Områder som er uberørt eller bare i liten grad er berørt og gamle områder gis høy prioritet. Slike områder har ofte et langt større artsmangfold enn hva man finner andre steder (Wiens 1989, Fuller 1995) og er derfor av uvurderlig betydning både i seg selv, som en slags naturlige genbanker og som rekoloniseringssentre. De gir også et uvurderlig grunnlag for å forstå den biologiske utviklingen i Europa.

De få og oftest små naturlige eller halvnaturlige områdene er i hovedsak konsentrert langs kysten, langs vann og vassdrag, i fjellet og i regioner med ugjestmild topografi, som det framgår av kart 8.2. Ferskvannshabitatene omfatter mange små, relativt uberørte områder, ofte ved vassdragets kilde, men de fleste ferskvannshabitatene er direkte eller indirekte berørt av jordbruk eller skogbruk eller urbane og industrielle aktiviteter. Europas kystfarvann og hav framviser en stor variasjonsbredde, men menneskets påvirkning er sterk. Selv de mest fjerntliggende terrestriske og akvatiske områder mottar forurensning og miljøgifter via vind og vann og berøres av endringer i klima og inngrepene av mennesker.

Begrepet europeiske biogeografiske regioner (boks 8.2) ble utviklet for å gjøre det mulig å utarbeide oversiktsvurderinger av det naturlige biologiske mangfold for habitater og arter i områder av betydning i europeisk målestokk som var oppført på en fellesskapsliste (NATURA 2000-nettet, se punkt 8.4). Regionene framgår av kart 8.3, som gir bakgrunnen for nedenstående drøfting av utviklingen med hensyn til arter og habitater.

### **8.2.2. *Trender innen artsbestander i Europa***

Vi har data, særlig om planter og virveldyr og enkelte grupper insekter som sommerfugler, som indikerer en stadig utarming av Europas naturlige og halvnaturlige habitater, som i sin tur har medført store bestandsnedganger og følgelig redusert utbredelse av et meget stort antall arter.

---

**Kart 8.2 Områder som er relativt lite berørt av urbanisering, transport og intensivt jordbruk**

---

**Områder som er relativt lite berørt av urbanisering, transport og intensivt jordbruk**

---

**Merknad:** Basert på EEAAs arealdekkedata per november 1997. Siden det for Storbritannia, Finland og Sverige er brukt en annen metode, vil det hefte en viss usikkerhet ved en direkte sammenligning med det øvrige Europa. Påvirkning fra intensivt skogbruk og rekreasjon/turisme er ikke inkludert. Analysen av påvirkning på naturen i kart 8.2 er basert på en aggregering av arealdekkklasser for områder med et potensielt høyt «natur»-innhold; dvs. kratt, hei, naturlige beiteområder og ferskvannsvåtmark og salt-/brakkvannsvåtmark. Den omfatter også skogsarealer uten hensyn til forvaltning eller type. Disse områdene er generelt utsatt for påvirkning fra nærliggende områder som drives intensivt eller danner barrierer eller stykker opp naturområder, dvs. urbane områder og industriområder, transportstrukturer, intensivt jordbruk. Vannarealer (innsjøer, elver), beitemarker og heterogene jordbruksarealer ble behandlet som nøytrale i analysen, dvs. at de ikke hadde vesentlig påvirkning. **Kilde:** EEA ETC/NC-ETC/LC 1997

---

**Kart 8.3 Kart over Europas biogeografiske regioner - vedtatt i 1997**

---

**Kilde:** CEC DG XI, Europarådet 1997

**Boks 8.2: Begrepet biogeografisk region og bakgrunnen for kartet**

Kartet over de biogeografiske regionene ble utviklet som et verktøy til bruk i vurderingen av EUs NATURA 2000-nett (Rådsdirektiv nr. 92/43/EØF). Til de opprinnelige fem regionene (alpin, atlantisk, kontinental, makaronesiske og Middelhavet) ble den boreale region lagt til da Finland og Sverige tiltrådte Den europeiske union. Resultatet, kartet over de biogeografiske regionene i EUR15, er basert på den naturlige vegetasjon (CEC og Europarådet 1987). Dette er første gang et geografisk rammeverk som avviker fra de administrative grenser er anerkjent for bruk i den offisielle evalueringen av områder.

Foreliggende paneuropeiske kart over biogeografiske regioner er en utvidelse av EUR15-kartet utarbeidet av Europarådet (Sekretariat for Bern-konvensjonen) som skal brukes for etableringen av Emerald-nettet. Den delen av kartet som angår ikke-EU-land er basert på en aggregering av enhetene i det paneuropeiske kartet over naturlig vegetasjon (Bohn 1996). I den forbindelse ble EUR15-kartet utvidet med fem regioner (anatolisk, arktisk, svartehavs-, pannonisk og steppe-). Samme fortolkningsprinsipper ble lagt til grunn som for EUR15-kartet. Målsetning er også her vurdering av lokaliteter og rapportering på paneuropeisk skala (Europarådet 1997).

**Boks 8.3: Eksempler på europeiske arter med endret bestandsstatus**

Mange arter har endringer i bestanden. En del av disse endringene er naturlige svingninger, andre skyldes konkurranse etter innføring eller invasjon av andre arter, endrede livsbetingelser som følge av endret arealbruk eller endringer i situasjonen med hensyn til kjemiske stoffer/næringsstoffer (eutrofiering, forurening, plantevernmidler). Vi kan ennå ikke påvise vesentlige virkninger av klimaendringene blant de truede artene.

**Arter i økning:**

- Endemiske arter, ingen problemer:
 

|   |                             |
|---|-----------------------------|
| Knerot ( <i>Goodyera repens</i> )<br>(orkidé) | Sprer seg med barskogdrift. |
|---|-----------------------------|
- Innførte/innvandrede arter, så langt ingen problemer:
 

|           |  |
|-----------|--|
| Turteldue | Fra Asia via Tyrkia, har fått stor utbredning siden 1938 og har tilpasset seg kaldt klima og urbane områder. |
|-----------|--|
- Endemiske arter, konflikter:
 

|           |  |
|-----------|--|
| Storskarv | Stor økning etter jaktforbud. Konflikt med fiskerinæringen. Åpning for jakt drøftes. |
| Gråhegre  | Tidligere nedgang, nå økning takket være vern, tilpasning og utstrakt akvakultur     |
- Innførte/innvandrede arter, konflikter med menneskelige aktiviteter eller økosystemer:
 

|                           |   |
|---------------------------|---|
| Bisamrotte                | Fra Nord-Amerika. Stor spredning siden 1920-årene fra fangenskap til ferskvannsområder. Beiter på vegetasjonen, graver hull i elvebredden   |
| Ribbemanet                | Fra Amerika i 1980-årene. Alvorlig trussel mot økosystemer og fiske i Svartehavet.  |
| Tøffelsnegl               | Fra Nord-Amerika med østers på slutten av 1800-tallet, spredte seg langs de fleste kystene. Konkurrerer med østers og blåskjell om føde og plass.                                       |
| Caulerpa taxifolia (alge) | Fra tropiske hav på midten av 1980-tallet. Forårsaker omfattende ødeleggelse av Posidonia-områdene (det mest diversifiserte økosystem i Middelhavet).                                   |
| Bjørnekjeks               | Fra Lille-Asia. Stor spredning siden midten av forrige århundre til vokseplasser med stor slitasje på habitater. Meget hardfør, svært vanskelig å bekjempe, forårsaker hudirritasjoner. |
| Eukalyptus                | Fra Australia. Omfattende planting i den senere tid i Sør-Europa. Forårsaker en total forandring av det lokale økosystem  |

**Arter med varierende situasjon, små økninger, for noen stor tilbakegang:**

- Endemiske arter, tidligere i kraftig nedgang, nå varierende lokal status:
 

|                  |   |
|------------------|---|
| Vandrefalk       | Tidligere meget utbredt. Nedgang midt på 1900-tallet pga. omfattende bruk av insektmidler i jordbruket. P.t. en viss økning siden bruken av klororganiske forbindelser ble redusert . |
| Spansk keiserørn | Nær utryddelse på 1960-tallet, bestanden bygges nå sakte opp igjen etter et intensivt gjenoppbyggingsprogram  |
- Endemiske arter, tidligere i kraftig nedgang, nå varierende lokale problemer:
 

|               |   |
|---------------|---|
| Brunbjørn     | Har vært i stadig tilbakegang siden middelalderen. Nå 3 hovedbestander, noen i økning, andre i kraftig tilbakegang/behov for tltak. Finansieres av LIFE Naturfond |
| Europeisk ulv | Fantes en gang over hele Europa, kraftig nedgang siden middelalderen. Stammene er nå oppdelt, meget sprikende bilde.  |
| Marisko       | Mange områder med stor utbredelse, nesten utryddet andre steder. Meget varierende resultater av vern.   |

**Arter i kraftig tilbakegang:**

- Endemiske arter i kraftig tilbakegang:

|               |   |
|---------------|---|
| Iberisk gaupe | Nesten utryddet på den iberiske halvøy.   |
| Åkerrikse     | Fugl med stor utbredelse men liten bestand. Kraftig tilbakegang i de siste 20 årene pga. endringer i landbrukspraksis. Finansieres av LIFE Naturfond. |
| Stør          | Tidligere meget utbredt, nå bare få, isolerte stammer. Forurensning, elvebarrierer og overfiske.  |

**Kilder:** Internasjonale og nasjonale rødlistelister, programmer finansiert av LIFE Naturfond (CEC DGXI 1997a), Bourmerias 1989, Dauvin 1997, IMO/UNP 1997, Lambinon 1997, Leten 1989, Meinesz 1997, Ribera m.fl. 1996, Rodwell 1991

De artene som er i tilbakegang, er for det meste endemiske og tilknyttet gamle habitater, rent vann og ren luft og i liten grad berørt av mennesker. Arter som hittil har vært svært vanlige, er imidlertid også i tilbakegang. Utviklingen for vanlige arter tyder på at vi har en generell, grunnleggende endring i hele miljøet, som er sterkt knyttet til den samfunnsøkonomiske utvikling. En generell nedgang i et stort antall vanlig forekommende plantearter i alle typer habitater, i sammenheng med stigende nitrogennivåer, er nylig rapportert fra den sørlige del av Sverige (Tyler og Olsson 1997).

Ikke alle arter er i tilbakegang. Mange bestander svinger rundt et mer eller mindre konstant nivå. Gjenoppbygging av naturen, begrensning på jakt, endringer i retning av mindre intensivt jordbruk og mindre bruk av kjemikalier har ført til økning, om enn begrenset, i enkelte arter som er truet eller i tilbakegang. Enkelte arter har inntatt nye områder f.eks. langs motorveier og i overløpsbassenger, og noen arter, som skarv, har økt fra meget små bestander til å bli så mange at det oppstår konflikter. Det er økende bevissthet omkring innførte arter og ugress som skaper problemer ikke bare for jordbruk, skogbruk og fiske, men også av naturvern hensyn. Boks 8.3 inneholder en rekke eksempler på arter hvis status er endret.

Europa har 172 arter virveldyr (IUCN 1996) og 2 851 høyerestående plantearter (IUCN, under trykking) som er globalt truet. En sammenligning vi prosentandelen nasjonalt truede dyrearter i 24 europeiske land, viser at en betydelig andel er truet (figur 8.1). I mange av disse landene er mer enn 45 % av kjente ville virveldyrarter truet.

En studie gjennomført av BirdLife International og European Bird Census Council (BCIS 1997, Tucker og Heath 1994) konkluderte med at 38 % av Europas fugler har en ugunstig vernestatus, hovedsakelig fordi de europeiske bestandene av disse artene er i vesentlig tilbakegang, en utvikling vi ser over hele Europa (kart 8.4).

Studien konkluderte også med at mange av fugleartene som er redusert, er eller har en gang vært vanlige og svært utbredt. Problemet er altså ikke begrenset til spesialiserte, sjeldne arter - endringer finner sted over mesteparten av kontinentet. Endringer innenfor andre flora- og faunagrupper kan være alvorligere ettersom fugler nok ikke er de mest følsomme miljøindikatorerne (Furness m.fl. 1993). Selv om virkningene av menneskelige aktiviteter på fugler nok vil gjenspeile tilsvarende virkninger på andre artsgrupper, er det sannsynlig at den samlede konsekvens av menneskelige aktiviteter på det biologiske mangfold er større enn hva man skulle tro på grunnlag utelukkende av virkningene på fugler.

Av kart 8.4 framgår det at selv om tilbakegang er et utbredt fenomen, så er tilbakegangen alvorligst i Nordvest- og Sentral-Europa.

En sammenligning av habitater indikerer at en vesentlig andel av fugler i alle habitater har en ugunstig vernestatus (som omfatter enkelte arter som ikke er i tilbakegang men som er sjeldne eller lokale), selv om denne andelen er høyest for landbrukshabitater (49 %) og lavest i boreale og tempererte skoger (33 %) (Tucker og Heath 1994, Tucker og Evans 1997). Som beskrevet over gjenspeiler mange av disse resultatene konsekvensene av forskjellige mønstre når det gjelder arealbruk og andre menneskelige aktiviteter i Europas regioner og habitater.

Mange gamle eller ikke særlig vanlige typer domestiserte dyre- og plantearter er også truet, hovedsakelig på grunn av økonomiske faktorer. Virkemidler som EU-forordning 1467/94 om bevaring, karakterisering, innsamling og utnyttelse av genetiske ressurser innen landbruket tar sikte på å fremme bevaringen av slike arter. Flere land har nasjonale programmer for bevaring in situ av den genetiske arv.

---

**Figur 8.1** Nasjonalt truede arter i Europa

---

**Merknad:** Land som inngår i undersøkelsen: Albania, Østerrike, Bulgaria, Bosnia-Hercegovina, Danmark, Estland, Finland, Frankrike, Tyskland, Hellas, Ungarn, Island, Latvia, Litauen, Malta, Moldavia, Nederland, Norge, Polen, Portugal, Romania, Slovakia, Slovenia, Spania, Sverige, Storbritannia.

**Kilder:** EEAs nasjonale knutepunkter 1997. Sammenstilt av EEA ETC/NC



European Forest Genetic Resources Programme (EUFORGEN), som ble etablert i 1994, tar sikte på å sikre effektiv bevaring og bærekraftig bruk av skogens genmateriale for et begrenset antall treslag. Tjueseks land i Europa har deltatt i dette programmet (EUFORGEN 1997).

#### **Artsmangfold og artsrikdom**

Antallet arter i et område kan brukes som en enkel pekepinn på områdets tilstand og betydning for det biologiske mangfold. Dette tallet har imidlertid bare en mening dersom det er klart knyttet opp mot særtrekkene ved lokale økosystemer og den aktuelle klimasone og region. Figur 8.2 gir et sammendrag av antallet virveldyr, med unntak av fisk, som finnes i den enkelte europeiske biogeografiske region, mens figur 8.3 viser antallet arter etter hovedtyper av habitater. Middelhavsområdet og det alpine området er viktige som regioner, med et stort arts mangfold over et forholdsvis lite område.

Artsmangfold er bare et av flere mål på tilstanden for det biologiske mangfold. Den største begrensningen er at arts mangfoldet ikke tar hensyn til den enkelte arts omfang, bestandsstørrelse og forholdet til levestedet eller habitatet. Habitater som naturlig inneholder mange arter gis normalt en høy verdi, mens habitater med lite

---

#### **Kart 8.4 Status for fugler i Europa**

---

|                   |
|-------------------|
| Status for fugler |
|-------------------|

**Kilde:** BirdLife International/European Bird Census Council (EBCC):  
European Bird Database per mai 1997, Tucker og Heath 1994

artsmangfold kan være av stor betydning for små, enestående samfunn av spesialiserte arter eller nøkkelbestander (f.eks. ved at de gir næring til trekkfugler) eller de kan være avgjørende for enkelte spesifikke økologiske prosesser (CO<sub>2</sub>-binding, vannfiltrering).

Med vår økende forståelse for betydningen av det biologiske mangfold rettes oppmerksomheten nå også mot andre artsgrupper enn sjeldne eller truede virveldyr, høyerestående planter og viktige trekkfuglbestander, f.eks. mot vanligere ville arter samt dyrkede arter og deres ville slektninger.

Virveldyr og høyerestående planter er best dokumentert men utgjør bare en liten del av det samlede antall arter i Europa, som akkurat som ellers i verden hovedsakelig består av virvelløse dyr, alger og sopp. Av Italias 54 400 registrerte arter og underarter er f.eks. bare 1 253 virveldyr, og av disse igjen er fuglene generelt de mest artsrike og best dokumenterte (Minelli 1996). Mønsteret i resten av Europa er tilsvarende. Av Norges omkring 30 000 kjente arter finner vi 320 virveldyr. I Polen er det registrert rundt 33 000 dyrearter (hvorav 25 000 insekter), 5 000 sopparter og 11 000 plantearter, herunder 2 300 høyerestående planter.

Kart 8.5 viser at reptilkonsentrasjonen er størst på sørlige breddegrader, i varmt og tørt klima. Likeledes framgår det av kart 8.6 at det finnes større konsentrasjoner av amfibier, som trenger våte eller fuktige habitater, i Sentral-Europa, i den sørvestlige del av den iberiske halvøy og på Balkan. Artsmangfoldet blant fugler (kart 8.7) viser mindre geografiske variasjoner og er vanskelig å fortolke for kontinentet sett under ett, særlig fordi så mange av artene er trekkfugler. Kart 8.8 viser at landene i Sentral- og Øst-Europa har de største konsentrasjonene av pattedyr.

Sør-Europa har en betydelig større planterikdom enn Nord-Europa, hovedsakelig på grunn av de klimatiske forhold men også som følge av

---

**Figur 8.2 Artsmangfold i Europas biogeografiske regioner**

---

|   |
|---|
| Pattedyr<br>Hekkende fugler<br>Reptiler<br>Amfibier |
|---|

**Merknad:** En art som er til stede i flere regioner telles med i hver av regionene.

**Kilder:** Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe -1997, Atlas of European Mammals (under trykking), EBCC Atlas of European Breeding Birds - 1997. Sammenstilt av EEA ETC/NC 1997

---

**Figur 8.3 Artsmangfold etter viktigste habitattyper**

---

|   |
|---|
| kulturområder, dyrket mark unntatt<br>hav<br>dyrket mark<br>vann og vassdrag<br>områder med liten eller ingen vegetasjon<br>hei- og buskområder<br>eng- og beitemark<br>våtmark<br>skog<br>antall arter |
|---|

**Merknad:** Totalt antall arter som reproducerer eller ernærer seg i hver region. En art som opptrer i forskjellige habitater telles med i hvert av habitatene.

**Kilder:** Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe -1997, Atlas of European Mammals, (under trykking), EBCC Atlas of European Breeding Birds - 1997. Sammenstilt av EEA ETC/NC 1997

istidens virkninger i Nord-Europa. Middelhavsbasenget (inkludert Maghreb-regionen i Nord-Afrika) har alene rundt 10 % av alle høyerestående planter i hele verden, til tross for at økosystemene her bare dekker 1,5 % av de terrestriske økosystemenes totale areal (Ramade 1997). De fleste av Europas viltvoksende slektninger av kulturplanter stammer også fra denne regionen (figur 8.4). Disse er ofte svært utbredt i grisgrendte strøk og er av stor betydning som genetisk ressurs for framtidig planteforedling (Heywood og Zohary 1995, Valdes m.fl. 1997).

Det samlede antall høyerestående plantearter i verden er anslått til 300 000 - 350 000, hvorav omkring 60 % betraktes som endemiske. Av de rundt 12 500 høyerestående plantene i Europa betraktes 3 500 (ca. 28 %) som endemiske (Davis m.fl. 1994).

Studier gjennomført av Davis m.fl. (1994) i den senere tid definerte 24 sentre for plantemangfold og endemisme i Europa (kart 8.9). De fleste finnes rundt Middelhavet og i fjellkjeder nær Middelhavet ettersom mesteparten av plantelivet på den nordlige delen av kontinentet forsvant med istiden. Floraen på de store halvøyene i Sør-Europa - den iberiske halvøy, den italienske halvøy og Balkanhalvøya ble desto rikere etter hvert som plantene migrerte sørover, og disse områdene fungerte som refugium for arter som trengte varmere forhold. Da klimaet ble bedre, var det mange av

---

#### Kart 8.5 Artsmangfold blant reptiler i Europa

---

|   |
|---|
| Reptiler<br>Antall arter i et 50 x 50 km rutenett<br>for områder uten avmerking foreligger ingen opplysninger |
|---|

**Merknad:** Følgende land er bare delvis dekket: Hellas (øyene langs kysten av Tyrkia), Aserbajdsjan, Kasakhstan, Russland. Ingen data fra Makaronesia.

**Kilde:** Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe -1997

artene som ikke forflyttet seg og som ble værende i sitt refugium (Pawlowski 1970).

Nivået av endemisme hos høyerestående, mer mobile dyr i Europa er derimot generelt lavt. F.eks. er det bare tre områder i Europa hvor vi har to eller flere fuglearter med begrenset utbredelse, nemlig Madeira og Kanariøyene, Kypros og Kaukasus (BirdLife International 1994).

På grunn av endemiske arters sterke avhengighet av spesifikke økologiske forhold eller av mangelen på konkurranse, er mange endemiske arter spesielt sårbare for forandringer i sitt miljø og for nye arter eller skadedyr som etablerer seg.

### 8.2.3. *Forandringer i habitater*

Mange av de forandringer som er observert når det gjelder bestander og artsmangfold skyldes forandringer i habitatene. Generelt er endringer en indikasjon på at Europa blir stadig fattigere på habitater. Enkelte habitater gjenspeiler fortsatt forholdene som tidligere rådet. De var renere og mindre intenst forvaltet, og forstyrrelsene var mindre. Som nevnt i punkt 8.2.1 inneholder mange slike områder, hvorav noen av dem blir omhyggelig vernet, noen av de mest intakte og upåvirkede

---

#### **Kart 8.6 Artsmangfold blant amfibier i Europa**

---

Amfibier  
Antall arter i et 50 x 50 km rutenett  
for områder uten avmerking foreligger ingen opplysninger

**Merknad:** Følgende land er bare delvis dekket: Hellas (øyene langs den tyrkiske kysten), Aserbajdsjan, Kasakhstan, Russland. Ingen data fra Makaronesia.

**Kilde:** Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe - 1997

Økosystemene som fremdeles finnes i Europa. Her finnes fortsatt mye av det opprinnelige, særegne dyrelivet, og derfor er de av stor verdi hva naturvern angår.

De habitater og arter som naturlig forekommer i Europa og har forekommet i Europa i lang tid uten avbrudd, har etablert nære innbyrdes forbindelser og er ofte uerstattelige. Det samme gjelder habitater som er dannet over lang tid ved ikke-intensivt jordbruk og skogbruk, de halvnaturlige områdene. Noen av dem er meget gamle og er holdt i hevd med stor dyktighet, selv om de vanligvis ikke er særlig inntektsbringende. Naturlig dynamiske habitater som sanddyner forsvinner i mange områder på grunn av stabiliseringstiltak (planting for å forhindre erosjon).

Virkningene av eutrofiering eller overgjødning er store for alle habitattyper (EEA monografi, under utarbeidelse).

For fire viktige habitattyper gjelder følgende hovedtrekk og -trender:

#### *Våtmarker*

- Våtmarkene var blant de første habitatene som ble vurdert internasjonalt for naturvern, og de fleste land har

---

#### **Kart 8.7 Artsmangfold blant hekkende fugler i Europa**

---

|  |
|--|
| Hekkende fugler<br>Antall arter i et 50 x 50 km rutenett<br>for områder uten avmerking foreligger ingen opplysninger |
|--|

**Kilde:** EBCC Atlas of European Breeding Birds - 1997 (Hagemeijer og Blair 1997)

vernet store deler av sine våtmarker (Ramsar-konvensjonen).

- Til tross for mange registre og god forståelse av tilstanden og trendene for våtmarker er det fremdeles vanskelig å innhente nøyaktige, sammenlignbare data for mange land. Figur 8.15 viser resultatet av den siste sammenstillingen av data om vernede våtmarker i en rekke land.
- Det betydelig tapet av våtmarker som har skjedd i de siste 100-150 år fortsetter, selv om de fleste land nå har ordninger for vern av våtmarker. I mange områder ser vi imidlertid at graden av tap er synkende.
- Tapet av våtmarker er nå minst i Nord-Europa og størst i Sør-Europa, hvor det naturlig finnes minst våtmarksressurser (Tucker og Evans 1997). Avgangen har vært stor i alle områder hvor det drives intensivt jordbruk og i urbane områder i lavlandet i Sentral- og Nordvest-Europa.
- Større eller utbredte forandringer i de resterende store våtmarksområdene som vil kunne ha vesentlig innvirkning på trekkende våtmarksfugler,

---

**Kart 8.8 Artsmangfold blant pattedyr i Europa**

---

Pattedyr  
Antall arter i et 50 x 50 km rutenett  
for områder uten avmerking foreligger ingen opplysninger

**Merknad:** Tallene inkluderer ikke sel. Ingen data foreligger for Den russiske føderasjon, Hviterussland, Ukraina, Moldavia og de kaukasiske stater. Sør-Bayern, Portugal, Midt-Spania og Balkanstatene er dårlig dekket.

**Kilde:** Atlas of European Mammals (under trykking)

som nå er avhengig av stadig færre områder på sine trekk og stadig færre hekkeområder.

- Turisme, rekreasjon og urbanisering øver stadig større press på kystvåtmarkene, særlig i Nordvest-Europa.
- Skade på ferskvannsvåtmarker skyldes regulering av elver og innsjøer og dambygging.
- Store utslipp av vann og næringsstoffer fra landbruket og områder med bybebyggelse skaper overgjødning (eutrofiering) med derav følgende virkninger (oksygenmangel, fiskedød, sedimentering).

**Figur 8.4** Europeiske kulturveksters viltvoksende slektninger

|  |
|--|
| antall arter, underarter osv.<br>Spania<br>Italia<br>Frankrike<br>Hellas<br>Jugoslavia<br>Portugal<br>Albania<br>Bulgaria<br>Europeiske Tyrkia<br><br>Romania<br>Kypros<br>Storbritannia<br>Tyskland<br>Belgia<br>Tidligere Tsjekkoslovakia<br>Ungarn<br>Nederland<br>Østerrike<br>Polen<br>Danmark<br>Sveits<br>Sverige<br>Irland<br>Norge<br>Finland<br>Island |
|--|

**Kilde:** Sammenstilt av EEA ETC/NC på grunnlag av databaseinformasjon fra V. Heywood 1997

**Figur 8.5** Våtmarker, inkludert nasjonalt vernede våtmarker

|   |
|---|
| nasjonalt vernede våtmarker<br>ikke-vernede våtmarker<br><br>Sverige<br>Finland<br>Norge<br>Polen<br>Frankrike<br>Estland<br>Danmark<br>Island<br>Den slovakiske rep.<br>Romania<br>Kroatia<br>Nederland<br>Italia<br>Latvia<br>Sveits<br>Ungarn<br>Hellas<br>Bulgaria<br>Østerrike<br>Moldova<br>Albania<br>Bosnia-Hercegovina |
|---|

Malta

**Merknad:** Definisjon på våtmark: sumpmarker, myrer, torvmyrer eller vannområder enten de er naturlige eller kunstige, permanente eller temporære, med stillestående eller strømmende vann, ferskvann, brakkvann eller saltvann, herunder marine områder med en dybde ved fjæresjø som ikke overskrider seks meter. (Art. 1.1 i Ramsar-konvensjonen). I motsetning til artikkel 2.1 i Ramsar-konvensjonen omfatter dette ikke «elvebanker og kystområder inntil våtmarksområdene, og øyer eller marine områder med større dybde enn seks meter ved lavvann innenfor våtmarksområdene». Våtmark med generelt vern er ikke inkludert. \*anslag

**Kilder:** EEAs nasjonale knutepunkter 1997. Sammenstilt av EEA ETC/NC



- Fiske og fiskeoppdrett forårsaker skade på mange våtmarker på kysten, (eutrofiering, skadedyr, innførte arter, invasjonarter) og fra mineralutvinning fra kysten eller havbunnen.
- Byggingen av kunstige reservoarer, fiskedammer og grustak har gitt en viss bedring. Dette har vært gunstig for alminnelige arter, men vanligvis ikke for spesialiserte og truede våtmarksarter.
- De fleste land har etablert ordninger for gjenoppbygging av våtmarker. En rekke tiltak har vært vellykket, der regulerte elver, innsjøer og dammer med tilstøtende våtmarker er ført tilbake til naturligere forhold med de fordeler dette innebærer for trekkfugler og amfibier, og muligens en viss redusert eller forsinket eutrofiering. Gjenoppbyggingen er likevel ikke omfattende nok til å motvirke den generelle tilbakegangen.

*Sanddyner*

- Sanddyner finnes hovedsakelig på kysten,

---

**Kart 8.9 Europeiske sentre for endemiske planter**

---

Planteendemisme

**Kilde:** Davis m.fl. 1994

pluss enkelte store forekomster ved større innsjøer eller innenlands i tørrlandsområder. De inneholder et begrenset antall arter, mange av dem svært spesialiserte.

- Selv om sanddynene bare dekker et lite areal, er det vanskelig å innhente sammenlignbare nasjonale data.
- Den anslåtte reduksjonen i utnyttelsen av sanddynehabitatene siden 1900 er 40 %, hvorav en tredel har funnet sted siden 1977, og har vært fulgt av en bestandsnedgang for mange sjeldne og særlig tilpassede planter og dyr (EUCC 1993).
- Sanddyner er av natur dynamiske og ustabile, og de er sårbare for mekanisk påvirkning og endringer i den kjemiske sammensetningen i luft, jord og vann, da særlig for overskudd på næringsstoffer.
- Mange habitater i sanddyner er berørt av beplantning for å stabilisere sanden (Doody 1991). Tapene i middelhavsområdet er mindre omfattende enn i Vest- og Nord-Europa.
- Store områder dekket av sanddyner skades eller ødelegges av sommerhus, feriehjem og rekreasjonsaktiviteter.
- Enkelte nye og økologisk vellykkede sanddyner er etablert i forbindelse med gjenvinning av land- eller sjøarealer eller byggeprosjekter.

#### *Skoger*

- Skogdekket har vært svært varierende i dette tusenåret, med meget liten eller dårlig dekning for 200 år siden, da omfattende planting ble iverksatt og bedre skogforvaltning med sikte på produksjon ble innført i mange land.
- Skogene anslås nå å dekke rundt en tredel av Europas areal. Dette avhenger litt av hvordan man definerer skog til forskjell fra «annen skogmark». Mens FAOs skogressursvurdering definerer skog som et område der minst 10 % av hver arealenhet har krondekke, defineres skogklassene i henhold til CORINE arealdekke som områder med 30 % dekke av trekroner (UNECE/FAO 1997, EEA Landcover 1998, under utarbeidelse) (kart 8.10 og 8.11).
- Dagens skogdekke er et resultat av den jevne økningen i de siste tiårene, særlig i Spania, men også i andre land som Danmark og i Baltikum, hovedsakelig gjennom planlagt skogplanting og naturlig vekst i halvnaturlige områder etter brakklegging (CEC 1995a og b).
- Skogshabitater endres på grunn av stadig mer intensiv forvaltning, økende ensartethet og fragmentering, omfattende bruk av eksotiske treslag, innføring eller opprettholdelse av dyrearter med sikte på jakt, drenering og luftforurensning (forsuring, eutrofiering). I middelhavsregionen er også branner en medvirkende årsak til endringer.
- Produktivitet og total produksjon øker i mange områder, selv om skogens helse blir svakere og til tross for alvorlige skadedyrangrep. Økningen skyldes sannsynligvis en kombinasjon av bruken av høyproduktive treslag, forvaltning som inkluderer gjødsling og skadedyrbekjempelse, sammen med høye nivåer av luftbåren CO<sub>2</sub> og eutrofiering.
- Bartrær og løvtrær utsettes for alvorlig og mange steder stadig større skader. Tilsynelatende er disse skadene forbundet med kombinasjonen klimatiske forhold og forurensning, herunder ozonrelatert stress (se kapittel 4 og 5). Det er rapportert visse regionale forbedringer, tilsynelatende som en følge av bedre klimatiske forhold og nedgang i forurensningsbelastningen (UNECE/CEC 1997).
- Bare svært lite av naturskogene som en gang dekket mesteparten av Europa er fremdeles uberørt, da for det meste i isolerte lommer, og tapet fortsetter for gamle naturlige og halvnaturlige løv- og barskoger. I Vest-Europa er mindre enn en tredel av det totale skogsarealet halvnaturlig (mindre enn 10 % i hele Europa, med unntak av Den russiske føderasjon) og det finnes knapt lenger noen virkelig naturlig gammel skog igjen.

Løvskoger som i den polske nasjonalparken Bialowieza og i Kalluga i Russland, barskogen i Illych-Pechora og de barskogdekte områdene av den russiske delen av Karelen inneholder alle store arealer av gammel skog.

- Nesten alle opprinnelige europeiske elvenære skoger er blitt ødelagt, særlig langs de største elvene i Europa. Bare 150 km<sup>2</sup> (hvorav mindre enn 1,5 km<sup>2</sup> er halvnaturlig) langs Rhinen er igjen, sammenlignet med de opprinnelige 2 000 km<sup>2</sup>

---

**Kart 8.10 Kartlegging av Europas skoger: skogklasser strengt iht. EEA arealdekke**

---

Forklaring for Europa unntatt Sverige, Storbritannia, Sveits og Piemonte (NV-Italia)

Forklaring for Sverige, Storbritannia, Sveits og Piemonte (NV-Italia)

**Kilde:** EEA ETC/LC i samarbeid med EEA ETC/NC

---

**Kart 8.11 Kartlegging av Europas skoger: brede klasser av arealdekke, skog og skogbevokste arealer**

---

Forklaring for Europa unntatt Sverige, Storbritannia, Sveits og Piemonte (Nv-Italia)

Forklaring for Sverige, Storbritannia, Sveits og Piemonte (NV-Italia)

**Kilde:** EEA ETC/LC i samarbeid med EEA ETC/NC

(Tucker og Evans 1997). Variasjoner i definisjonen på elvenære skoger begrenser dataenes sammenlignbarhet.

- Vesentlige endringer har funnet sted i den regionale fordelingen av skogtilknyttede arter som følge av at skogarealet er blitt større og det har vært en overgang fra løvskog til barskog og omvendt (Petty og Avery 1990, Fuller 1995).
- Gamle skjøtselsmetoder, som stubbeskogbruk, er så godt som utdødd, men enkelte gjennoppbyggingsprosjekter er på gang. Skogsbeite praktiseres nå omtrent bare i enkelte fjellområder.
- Enkelte nye typer skogshabitater skapes, f.eks. habitater i skoger med kort omløpstid som juletreskog, vedskog eller bruken av nyinnførte eksotiske arter som eukalyptus. Noen av disse drives så intenst at de kan sammenlignes med jordbruksavlinger og de har generelt et lavt biologisk mangfold.
- Skogbunnskjemien er radikalt endret i mange områder, noe som har fått komplekse følger både (på godt og vondt) for skogens produktivitet og for de artene som lever der.

#### *Halvnaturlige landbrukshabitater*

- Halvnaturlige habitater er en sammensatt gruppe habitater som er totalt avhengige av at landbruket fortsatt blir drevet i ekstensive former. De består gjerne av åpne arealer med glissen eller ingen trebestand. Noen av dem inneholder det største artsmangfoldet i det landskapet hvor de forekommer.
- Fra å være blant de mest utbredte av alle, er disse habitatene nå i rask tilbakegang som følge av endringene i den måten landbruket drives på, ved intensivering av tradisjonelt jordbruk, ved ekstensivering gjennom brakklegging eller total nedleggelse av arealet som jordbruksland, eller skogplanting (Bignal m.fl. 1992, Beaufoy m.fl. 1995, McCracken m.fl. 1995, Pain og Pienkowski 1997). I vårt århundre har nedgangen i mesteparten av Europa vært på over 90 % (van Dijk 1991 og 1996).
- Den raskeste tilbakegangen finner vi nå i områder som drives etter de nyeste metodene eller hvor byutvikling og infrastruktur krever arealet. Områder som fremdeles drives etter gamle metoder har vanligvis fortsatt et stort artsmangfold.
- Mange halvnaturlige habitater er sårbare for gjødsling av jorden og generelt for jordferringelse (kapittel 11).
- Stepper, alpeenger, beitemarker og heier inneholder en stor del av Europas ville arter, de fleste tilpasset et høyt lysnivå.
- Artssammensetningen endres vanligvis minst i de habitater som berøres minst av menneskelige aktiviteter.
- Eutrofiering eller forsuring medfører store endringer i habitatene og fører ofte til at de sterke artene utkonkurrerer de svake.

### **8.3. Drivkreftene bak endringer i det biologiske mangfold**

Ut fra det som nettopp er sagt, er det klart at endringer innen landbruk, skogbruk og arealbruk kan få store konsekvenser for utviklingen av habitatene og mangfoldet blant artene og deres evne til å overleve. Landbruk og skogbruk er også de viktigste aktivitetene som gjør det mulig å forvalte det biologiske mangfold. Økt intensivering og spesialisering har endret planters og dyrs genetiske mangfold og har også hatt stor innflytelse på ville arter og uberørte naturlige habitater.

#### **8.3.1. Landbruk**

Landbruket i Europa drives på de forskjelligste måter, og mønstrene er på mange måter i endring. Samtidig som driften i etablerte landbruksområder har blitt stadig mer intensiv og ensrettet, har det vært store forandringer når det gjelder hvilke arter som dyrkes, omløpstid, beitedekning og -intensitet, og brakklegging. Strukturene innen landbruket har gjennomgått omfattende forandringer også i Øst-Europa (figur 8.7). Som beskrevet i punkt 8.2.3

utgjør beitemarker og andre halvnaturlige områder ofte de rikeste landbrukshabitatene når det gjelder artsmangfold, men disse områdene er i alle land bare blitt mindre og mindre i løpet av de siste tiårene. Typisk vil den beste beitemarken bli opparbeidet til mer intensivt forvaltede beitemarker, høyproduksjon eller til åkerland, mens magrere eller mindre sentralt beliggende marker legges brakk eller plantes til skog (Baldock m.fl. 1996). Totalt sett går beitingen ned, men det er rapportert en økning i det siste i fjellområder i Øst-

Europa. I Middelhavsområdet går skogjordbruket tilbake. Samtidig ser vi en jevn økning i organisk jordbruk i Europa, og det samme er tilfellet med beitemarker og andre halvnaturlige landbruks habitater som forvaltes i henhold til naturvern avtaler. I EU økte organisk dyrkede arealer med nesten 400 % fra 1990 til 1995, og rundt 6 % av alt jordbruk drives nå organisk.

#### *Avkastning og brakklegging - trender*

I Vest-Europa har landbrukets produksjon både når det gjelder avlinger og husdyrprodukter økt jevnt i de senere år. Samtidig har det vært en nedgang i korn- og husdyrproduksjonen i mesteparten av Øst-Europa, men i og med at landbruket forventes å bli stadig mer effektivt, kommer vi sannsynligvis til å få en oppgang også der.

Økte avlinger er tegn på de framskrittene som har skjedd innen jordbruket i de siste tiårene, med økt mekanisering, mer effektiv bruk av kunstgjødsel og plantevernmidler, drenering, kunstig vanning og bioteknologisk utvikling og høyproduktive avlinger. Landbruksprolittikken (CAP) i EU og de mulighetene som ligger i en globalisering av markedene, har gitt det ekstra puffet for å øke avlingene (Rayment 1996). Økningene har ført til overskudd på mange landbruksprodukter i EU, særlig korn. Det var på denne bakgrunn brakkleggingsordningen ble innført i de intensive åkerbrukssystemene ved hjelp av Unionens felles landbrukspolitikk CAP, opprinnelig for å redusere overskuddproduksjonen men siden stadig mer av miljøhensyn (Europakommisjonen, DG VI 1997).

Miljøkonsekvensene av brakkleggingspolitikken har vært varierende, lokalitetsspesifikke og for en stor del avhengig av arealforvaltningen forut for og under brakkleggingsperioden (Firbank m.fl. 1993). Medlemsstatene bestemmer selv hvordan arealene skal forvaltes (Ansell og Vincent 1994). Noen steder har man ved hjelp av periodisk brakklegging klart å gjenskape forhold som er gunstige for arter som ellers ville vært i tilbakegang (Campbell m.fl. 1997).

I det siste har brakkleggingstakten gått ned, og disse arealene er i større grad tatt i bruk igjen til intensiv dyrking av industriplanter. Det vedvarende presset for å øke avlingene vil nok føre til en konsentrasjon av svært intensivt og produktivt jordbruk i enkelte regioner, mens intensiteten andre steder vil gå ned, men det vil ikke finne sted noen generell produksjonsnedgang. Avhengig av region vil det være både fordeler og ulemper for det naturlige biologiske mangfold.

#### *Trender i bruken av innsatsfaktorer og deres innvirkning på det biologiske mangfold*

Bruken av kunstgjødsel og plantevernmidler har flatet ut i de senere år. I Øst-Europa skyldes dette for det meste tapet av markeder for viktige jordbruksprodukter, fallende priser for landbrukets produksjon og manglende midler til å kjøpe slike innsatsfaktorer. I Vest-Europa har den tekniske utvikling vært en kritisk faktor for en vedvarende økning i avlingene samtidig som bruken av kunstgjødsel og plantevernmidler har vært noenlunde stabil. Ett unntak har vært forbruket av vann til vanningsformål, som har fortsatt å øke (Eurostat 1995) (se kapittel 9, figur 9.4).

Bruken av kunstgjødsel, sammen med avfall fra husdyrbruk, har mye av skylden for de store næringsstofftilførslene til jord og vann (se punkt 9.7 og 10.2). Når næringsstoffer hoper seg opp i jorden, skapes forurensning og endringer i halvnaturlige habitater, og mange arter er ikke i stand til å tåle forhøyede nivåer av nitrogen og fosfat, eller blir ute av stand til å konkurrere.

Selv om de absolutte nivåene for bruk av plantevernmidler og gjennomsnittlige mengder per arealenhet slett ikke gir noen entydig pekepinn på miljøkonsekvensene, har forbruket av alle de viktigste typene uorganisk gjødsel i EU gått ned, med

**Figur 8.6 Forbruk av uorganisk nitrogengjødsel 1981-96, i utvalgte europeiske land**

|                |        |
|----------------|--------|
| millioner tonn |        |
| Frankrike      | Italia |
| Tyskland       | Irland |
| Storbritannia  | Hellas |
| Spania         | Norge  |

**Merknad:** Tallene for 1996 er anslag

**Kilde:** EFMA 1997



12 % for nitrogenholdig gjødsel mellom 1988 og 1996 (figur 8.6) og rundt 29 % for fosfatholdig gjødsel (EFMA 1997).

Mer effektiv bruk av kunstgjødsel og brakkleggingen av 10-15 % av de dyrkbare arealer på større driftsenheter i EU førte til en nedgang i bruken av kunstgjødsel på midten av 1990-tallet, men ettersom tidligere brakklagte arealer nå settes inn i produksjon igjen og større arealer oppdyrkes med industriplanter, øker kunstgjødselbruken igjen i en del land. Overskudd på naturgjødsel er i ferd med å bli et betydelig problem i enkelte områder i Nordvest-Europa.

I flere av landene i Øst-Europa falt kunstgjødselforbruket kraftig etter 1990, etter å ha økt i flere årtier (OECD 1995). I den senere tid har bruken av både kunstgjødsel og plantevernmidler tatt seg opp igjen, dog ikke til tidligere nivåer.

I mange land i Europa går totalt forbruk av plantevernmidler målt i tonn virksomt stoff ned, men nedgangen skjer ikke like fort i alle land. I Sentral- og Øst-Europa har bruken av plantevernmidler gått kraftig ned siden 1989.

Plantevernmidlenes virkninger på dyre- og plantelivet er sammensatte og ikke alltid like godt dokumentert. Mange rovfuglbestander gikk ned som en direkte følge av den omfattende og dårlig målrettede bruken av plantevernmidler fra 1950-tallet til 1970-tallet. Flere av de berørte artsbestandene har kommet seg igjen etter at bruken av disse plantevernmidlene har opphørt. Mange av de nyutviklede plantevernmidlene som erstatter tidligere typer, er grundigere testet og har en mindre umiddelbar innvirkning på de andre artene, selv om den generelle påvirkningen ennå ikke er klar (Tucker og Heath 1994, Pain og Pienkowski 1997, Campbell m.fl. 1997).

#### *Trender i husdyrhold*

Mellom 1987 og 1995 var den generelle storfebestanden i EU stabil til tross for en midlertidig økning etter samlingen av Tyskland i 1990. En nedgang i totalbestanden av melkekyr i EU fra omtrent 26,5 millioner i 1987 til 22,5 millioner i 1995 ble oppveid av en økning i antallet annet storfe.

En reduksjon i storfe vil i enkelte områder redusere problemet med overskudd på husdyrgjødsel. En reduksjon i antallet beitedyr vil redusere overbeitingen i enkelte områder, med kan også medføre en alvorlig svekkelse av de tradisjonelle ekstensive driftssystemene og de viktige halvnaturlige åpne habitatene som

---

**Figur 8.7 Endringer i gjennomsnittlig bruksstørrelse i utvalgte land i Sentral- og Øst-Europa**

---

|                          |
|--------------------------|
| Private bruk<br>Hektar   |
| Statseide bruk<br>hektar |

**Kilde:** CEC 1995

er avhengige av en slik driftsform, lyngheier, heder og åpne skogs- og beitearealer (som havnehager osv.).

Sauer er de viktigste beitedyrene i store områder i flere land. Antallet gikk opp i de fleste EU-landene fram til 1990-92, da endringer i subsidiene innenfor CAP gjorde det mindre interessant for bøndene å bygge opp bestandene – som følgelig gikk ned, fra 99,2 millioner i 1991 til 93,9 millioner i 1995 (Eurostat 1996). Sauehold påvirker distriktsmiljøet i mange utkantområder, særlig i innlands- og fjellområder (Beaufoy m.fl. 1995). Reinsdyrenes påvirkning av boreale og arktiske habitater og geitenes påvirkning på middelhavshabitater er betydelig (dog nedadgående i mange områder), men er ennå ikke utførlig vurdert.

Husdyrbesetningene gikk drastisk ned i store deler av Øst-Europa etter 1989. I de ti landene i Sør- og Øst-Europa som søkte om EU-medlemskap i 1997, gikk antallet storfe ned fra 30,4 millioner i 1989 til 18,6 millioner i 1995, og sauebestanden gikk ned fra 33,3 millioner til 18,8 millioner i samme periode (CEC 1995a).

Husdyrbruket domineres nå i de fleste land i Europa av relativt få raser som er avlet fram for spesialisert bruk og som har liten genetisk variasjon. Avanserte husdyrholdteknikker som innebærer utstrakt bruk av eksterne innsatsfaktorer, f.eks. kraftfôr, er nødvendig for de fleste av disse dyrene. Derimot er vanligvis de mer tradisjonelle rasene mindre og mer hardføre og har en annen (og ofte større) genetisk variasjon, krever mindre tilførsler og er ofte bedre tilpasset vanskelige forhold. I tillegg til det direkte tapet av biologisk mangfold hos disse husdyrene, kan utskiftning av tradisjonelle besetninger med spesielt framavlede raser i marginale landbruksområder ødelegge artsmangfoldet som har bygget seg opp over lang tid. Det finnes dokumentasjon på at beitevanene til tradisjonelle arter er gunstigere for det naturlige biologiske mangfold enn beitevanene til de mange nye rasene (Crofts og Jefferson 1994).

I Europa går antallet gårdsbruk og sysselsettingen i landbruket ned, mens gjennomsnittlig bruksstørrelse øker, noe som får ringvirkninger for teigstørrelse, hekker, diker og annet som f.eks. dammer og frukthager. Etter hvert som gårdbrukerne spesialiserer seg på husdyr- eller jordbruksproduksjon, legges de vanligvis lukkede næringsstoffkjedene som finnes på tradisjonelle gårder med blandet drift, åpne.

I hele Europa konsentreres landbruket i de mest produktive områdene, mens gårdsdriften i mindre gunstige regioner i fjellområder, på mager jord og utkantområder legges ned. I mange distrikter har tradisjonell forvaltningspraksis gått i arv i familie eller lokalsamfunnet i lange tider. I takt med at arbeidsstokken i landbruket går ned, trues levedyktige bygdesamfunn, noe som kan føre til nedleggelse av flere gårder og brakklegging av grunn i marginale områder og forringelse av verdifulle halvnaturlige landbrukshabitater.

Arealutnyttelsen, konsentrasjonen av gårdsbrukene og dreneringsintensiteten er høyest i Nordvest-Europa, øker i Sør-Europa og forventes å gå opp i Øst-Europa.

### **8.3.2. Skogbruk**

#### *Skogforvaltning*

De fleste skogene i Europa forvaltes primært med sikte på tømmerproduksjon, men det er økt erkjennelse for at skogen har flere roller, herunder å bevare det biologiske mangfold. Målsetningene for forvaltningen går fra den mer tradisjonelle målsetningen om bærekraftig avkastning mot en bærekraftig forvaltning som det sentrale mål. Disse to konseptene knyttes stadig tettere sammen gjennom initiativer som skogforvaltning for bærekraftighet og innføring av sertifiseringsordninger for tømmer fra skoger hvor forvaltningsregimet oppfyller miljøkriterier. Mer oppmerksomhet rettes mot skogens andre miljø- og samfunnsfunksjoner, f.eks. i forhold til biologisk mangfold, vannressurser, CO<sub>2</sub>-bidrag og rekreasjon.

Mange aspekter ved skogforvaltning berører skoghabitatenes verdi for plante- og dyrelivet, men forvaltningen kan justeres ved å øke det strukturelle mangfold og den biologiske interesse ved å legge forholdene til rette for naturlig gjenoppbygging, etablere reservater, opprette åpne rom i skogen, særlig langs elver og stier, bruke lokalt tilpassede ikke-eksotiske treslag og selektiv hogst. Imidlertid forvaltes fremdeles de fleste europeiske skogsarealer på en måte som generelt tar lite hensyn til det biologiske mangfold.

De gjenværende gamle, halvnaturlige eller naturlige skogene og skogmarkene er av særlig betydning for det biologiske mangfold (se punkt 8.2.3). Disse skogtypene er svært redusert og dekker i dag bare en brøkdel av sitt tidligere areal, og truer dermed et stort antall arter som har tilpasset seg trærnes naturlig lange livssyklus. Det gjøres framskritt når det gjelder å beskytte gammel skogmark, men ikke uten konflikter. Et av de største sammenhengende områdene av flomsletteskog i Donaus nedbørfelt er vernet innenfor Donau-Drava nasjonalpark i Ungarn. Et betydelig område gammel skog i Nord-Finland ble vernet i juni 1996, og flere land innfører nå ordninger for å beskytte gamle skoger.

Definisjonene på skogtyper varierer imidlertid mellom de enkelte land og internasjonale organisasjoner, og dette gjør det vanskelig å evaluere tilstand og trender. Når det gjelder vurderingen av tempererte og boreale skoger for år 2000 (UNECE/FAO 1997), som vil dekke mesteparten av Europa, vil mer ensartede og presise definisjoner bli brukt, og man forventer mer sammenlignbare data selv om definisjonene vil være noe endret i forhold til den siste vurderingen.

Skogmarkstrukturer og forvaltningsprioritetene er helt annerledes i middelhavslandene enn i Sentral-, Øst- og Nordvest-Europa. Incentivet for å viderefølge etablerte forvaltningsformer er redusert på grunn av konkurransen fra tømmer fra boreale skoger og erstatninger for tre i kombinasjon med økte arbeidskostnader og relativt dårlig kvalitet på tre fra mange tradisjonelle skogmarksområder. Dette har ført til økt press for skogplanting av eksotiske arter over store områder, særlig ettersom subsidiene ble gitt fra EFs Strukturfond. Denne skogplantingen har vært ødeleggende for det biologiske mangfold. Likevel har det vært en viss framgang når det gjelder å legge miljøsyn til grunn ved utarbeidelse retningslinjene for planting slik at dette skjer på mer egnede steder og ved bruk av bedre artskombinasjoner.

I Armenia, Aserbajdsjan og Georgia og i noen grad i Ukraina og Moldova har omleggingen ført til stans i importen av billig tømmer fra Russland. En kraftig økning i etterspørselen innenlands, kombinert med militære konflikter og et sammenbrudd i samfunnsinfrastrukturen i enkelte av disse landene har ført til overutnyttelse av eksisterende skoger, selv de som lå inne i naturreservatene.

#### *Skogbranner*

Virkingen av en skogbrann avhenger av typen skog og varierer svært fra middelhavsområdet til tempererte og boreale skoger. Vanligvis forårsaker skogbranner i Sør-Europa bare skade, men etter hvert er man blitt oppmerksom på skogbrannens betydning for revitalisering av boreale og tempererte skoger. EU vedtok i 1992 en forordning om beskyttelse av skogen mot brann.

Skogbranner forårsaket av lyn er et sjeldent, men naturlig fenomen. Slike naturlige branner utgjør bare en liten del av det totale antallet branner i Europa, og de vanligste årsakene er brannstiftelse, skogforvaltningsskade og arealbrukskonflikter.

Svibruk benyttes for å fornye enger og beitemark, rydde jord og gjødsle jordbunnen ved hjelp av aske. Særlig i middelhavslandene skyldes denne praksisen at bruk er blitt brakklagt og andre tradisjonelle metoder er forlatt, f.eks. innsamling av søppel, bark, harpiks, tannin og stubbeskogene av fyringsved.

Nesten 57 % av det totale antallet skogbranner i Europa skjedde i EUs middelhavsland i perioden 1983-1985, men når det gjelder totalt brannareal, sto de nye, uavhengige statene for mer enn 73 %.

Det årlige antallet skogbranner har økt jevnt siden 1983. Trenden går i retning av små branner som slokkes raskt, og gjennomsnittlig areal som er berørt i hver brann går ned takket være effektiv brannslukking. Denne utviklingen er viktig ettersom omfanget på brannene har større betydning enn det totale antall. I EUs fem middelhavsland sto 0,4 % av alle branner fra 1986 til 1995 for 40 % av totale området som ble brent. Den enkelte skogbrann forårsaker en total endring i livsvilkårene for en tid. Plantene som vokser til etter en brann gir et flekkvis vegetasjonsdekke med spredte busker og ungrær som er gunstig for enkelte fugle- og insektbestander, og et større mangfold av arter i bunnvegetasjonen. Flere arter er avhengige av gjentatte branner for å overleve. Stadige, store skogbranner kan imidlertid føre til jordforringelse og erosjon slik at krattvegetasjon får fofeste (EEA-EFI/INIMA 1997).

### 8.3.3. Transportinfrastruktur

En siste, men viktig årsak til endringene i det biologiske mangfold er byutvikling og utbygging av transportsektoren. I EU har det indre marked ført til økt samhandel mellom landene, og følgelig vekst i alle transportmønstre, dominert av veitransporten (punkt 4.6.1). Lengden på motorveier har i de fleste landene økt med over 300 % fra 1970 til 1994 (figur 8.8). I Europa sett under ett hadde motorveinettet i 1994 en lengde på 77 700 km, hvorav 25 000 km i Den russiske føderasjon. EUs planlagte transeuropeiske nettverk (TEN), innebærer bygging og opprusting av omlag ytterligere 140 veiprosjekter. Det foreligger omtrent 15 000 km nye motorveier, så vel som jernbaneforbindelser, kombinerte transportordninger og vannveier. Disse forbindelsene kan utvides til Europas nye, uavhengige stater etter hvert som handelen øker og EU utvides.

Påvirkningen av transportinfrastruktur kan påvirke det biologiske mangfold på flere måter. Den mest konkrete er direkte trusler mot viktige naturvernlokalteters integritet gjennom uhensiktsmessig plassering av veier, jernbaner, havner, lufthavner og tilhørende anlegg. Ferdsselsårer av alle typer kan fragmentere habitater og dermed redusere artsmangfoldet og bane vei for andre arter, men veier kan også fungere som barrierer for vandring og genetisk utveksling mellom bestander, særlig når det gjelder virveldyr. Enkelte dyrearter er særlig utsatt for trafikkollisjoner (Bina m.fl. 1994).

Blant de indirekte virkningene på habitater og arter er støy- og lysforstyrrelser, som kan redusere bestandene og svekke forplantningen hos enkelte dyr (van der Zande m.fl. 1980, Reijnen og Foppen 1994, Hill og Hockin 1992), utslipp fra kjøretøy, som har vist seg å ha en vesentlig negativ innvirkning på enkelte insekter (Przybylski 1979), forurensning fra avrenningen fra veioverflaten og jernbaner, hvor salt og andre avisingskjemikalier er brukt (Bina m.fl. 1994), og oljeutslipp, særlig til elver og sjøer. I dag omfatter flere store veiprosjekter i mange land passeringsteder for dyr, og dette har allerede vist seg å fungere bra for otere, grevlinger, amfibier, ferskvannsfisk (laks, ørret) og akvatiske insekter. I enkelte land etableres omfattende inngjerding av veier for å redusere kollisjonsfaren, men virkningene på bestandenes trekk og deres genetikk er ikke kjent.

## 8.4. Tiltak mot endringer i det biologiske mangfold

I begynnelsen av dette århundret utviklet hvert land sin naturvernorganisasjon og -struktur, selv om alle mer eller mindre fulgte samme mønster. Men siden 1950-tallet har forståelsen for problemenes og ansvarets internasjonale karakter, og internasjonale forpliktelser legger nå i økende grad premissene for nasjonalprogrammene, enten gjennom den nasjonale gjennomføring av direktiver og konvensjoner eller gjennom økende bevissthet omkring internasjonale problemer på nasjonalt nivå.

En rekke internasjonale initiativer har som mål å bevare det naturlige biologiske mangfold (boks 8.4). Disse er utarbeidet i løpet av flere tiår og dekker forskjellige deler av Europa.

Konvensjonen om biologisk mangfold gir en generell, global ramme for bevaring av det biologiske mangfold, hovedsakelig ved å fastsette retningslinjer for partene. Per juni 1997 hadde 169 land, deriblant nesten alle landene i Europa og landene i Europakommisjonen, ratifisert konvensjonen og dermed forpliktet seg til å utarbeide nasjonale strategier og handlingsplaner for bevaring og bærekraftig bruk av det biologiske mangfold.

I landene i Europa er nasjonale strategier enten ferdig utarbeidet eller under utarbeidelse, men prosessen går tregt. De viktigste hindringene har vært forbundet med konseptet biologisk mangfolds bredde og integrerte natur

**Figur 8.8** Motorveitbygging i utvalgte europeiske land

|           |
|-----------|
| Frankrike |
| Italia    |
| Spania    |
| Nederland |
| Belgia    |
| Sveits    |
| Østerrike |
| Danmark   |
| Ungarn    |
| Portugal  |
| Polen     |
| Finland   |
| 1000 km   |

Kilde: EUROSTAT 1995

**Boks 8.4: Utvalgte internasjonale virkemidler som er viktige for bevaringen av det naturlige biologiske mangfold i Europa. Virkemidlene har svært ulike juridiske implikasjoner.**

**Generelle globale virkemidler:**

- Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD, Biodiversitets-konvensjonen), De forente nasjoner
- Havrettskonvensjonen (UNCLOS III), De forente nasjoner
- Konvensjonen om trekkende arter av ville dyr (Bonn-konvensjonen), med regionale avtaler
- Konvensjonen om vern av verdens kultur- og naturarv (Verdensarv-konvensjonen)
- MAB (UNESCO Mennesket og biosfæren)

**For hele Europa:**

- Konvensjonen om vern av Europas ville planter og dyr og deres naturlige habitater (Bern-konvensjonen om arter og habitater og det framtidige EMERALD-nettet av lokaliteter)
- Den europeiske strategi for arts- og landskapsmangfold (PEBLDS)

**Innenfor Den europeiske union:**

- Det europeiske fellesskaps strategi om biologisk mangfold (COM(98)42)
- Rådskonferensdirektiv 79/409/EØF om vern av ville fugler (Fugledirektivet)
- Rådskonferensdirektiv 92/43/EØF om vern av naturlige habitater og ville planter og dyr (Habitat-direktivet) (de to siste danner bakgrunnen for opprettelse av EU NATURA 2000-nettet av verneverdige lokaliteter.)
- Rådskonferensdirektiv 804/94/EØF om vern av Fellesskapets skoger mot brann
- LIFE Naturfond
- Rådskonferensforordning 3528/86/EØF om vern av skoger mot luftforurensning

**For særlige habitattyper eller arter på regionalt, europeisk eller et mer globalt plan, herunder f.eks.:**

- Konvensjon om våtmarksområder av internasjonal betydning, særlig som tilholdssted for vannfugler (Ramsar-konvensjonen)
- CITES (også kalt Washington-konvensjonen), Konvensjonen om internasjonal handel med truede dyre- og plantearter, med tilhørende EU-forordninger
- Oslo-, Paris-, Barcelona-, Alpe-, Helsinki- og Svartehavskonvensjonen
- IWC (Den internasjonale hvalfangstkommisjon)
- Avtaler om vern av små hvaler (CMS): i Østersjøen og Nordsjøen (ASCOBANS) og i Svartehavet, Middelhavet og tilgrensende atlantehavsområder (ACCOBAMS)
- Den arktiske miljøvernstrategi (AEPS)
- Helsinki-prosessen for vern av Europas skoger

**Kilder:** Europaparlamentet 1997, IUCN 1993, EEA-ETC/NC 1995, Tucker og Evans 1997, Fridtjof Nansens Institutt 1997.

i motsetning til eksisterende organisasjonsstrukturer og ansvarsområder (EEA 1997). En EF-strategi om biologisk mangfold ble vedtatt tidlig i 1988 (CEC, DG XI 1998). Resultatene av gjennomføringen av planene gjenstår å se.

Som et middel til å øke felleseuropeisk gjennomføring av konvensjonen om biologisk mangfold, vedtok Europas miljøministre den alleuropeiske strategien om arts- og landskapsmangfold på ministerkonferansen i Sofia i oktober 1995.

#### **8.4.1. Rødlister og artsbeskyttelse**

Artsbeskyttelse har økt de siste 20-30 årene, og mange arter og artsgrupper i Europa gis en viss grad av grunnleggende rettslig vern gjennom nasjonal og internasjonal lovgivning eller programmer. Den mest omfattende kilden til rettslige data er databasen IUCN Law Data Centre i Bonn.

Effektivt vern av arter forutsetter pålitelig identifikasjon av de mest truede artene. I mange land er dette gjort ved at det er utarbeidet rødlister som gir en oversikt over truede arter på globalt, internasjonalt (f.eks. Europa), nasjonalt og regionalt plan. Arbeidet er hovedsakelig basert på IUCN-kriterier (ofte nasjonalt tilpasset i forhold til omfang og lokale forhold) som nylig er oppgradert (Mace og Stuart 1994, Collar m.fl. 1994, IUCN 1997). En gjennomgang av rødlister i de europeiske landene viser atskillig høyere nasjonal aktivitet enn tidligere antatt, og rødlister dekker artsgrupper som hittil ikke var vurdert (EEA-ETC/NC b, under utarbeidelse) (tabell 8.2). En rødliste over europeiske virveldyr er nylig utvidet for å underbygge retningslinjer på internasjonalt plan (Europarådet 1997).

Rødlistene har vist seg å være uvurderlige når det gjelder å utarbeide tilleggsavtaler for arter av særlig betydning i forbindelse med nasjonale og internasjonale juridiske virkemidler. Men artene har bare fordel av dette dersom målsetningen ved de juridiske virkemidlene

Tabell 8.2 Nasjonale rødlister i Europa

| LAND                          | Amfibier | Reptiler | Pattedyr | Fugler | Fisk | Virvelløse dyr | Planter |
|-------------------------------|----------|----------|----------|--------|------|----------------|---------|
| Albania                       |          |          |          |        |      | x              |         |
| Armenia                       |          |          |          |        |      |                |         |
| Østerrike                     | x        | x        | x        | x      | x    | x              | x       |
| Aserbajdsjan                  |          |          |          |        |      |                |         |
| Bosnia-Hercegovina            |          |          |          |        |      |                | x       |
| Belgia                        |          |          |          |        |      | x              |         |
| Bulgaria                      | x        | x        | x        | x      | x    | x              | x       |
| Hviterussland                 |          |          |          |        |      |                | x       |
| Sveits                        | x        | x        | x        | x      | x    | x              | x       |
| Kypros                        |          |          |          |        |      |                |         |
| Den tsjekkiske rep.           | 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       |
| Spania                        | x        | x        | x        | x      | x    |                | x       |
| Finland                       |          |          |          |        |      | x              | x       |
| Frankrike                     | x        | x        | x        | x      | x    | x              | x       |
| Georgia                       |          |          |          |        |      |                |         |
| Hellas                        | x        | x        | x        | x      | x    |                | x       |
| Kroatia                       |          |          | x        |        |      |                | x       |
| Ungarn                        | x        | x        | x        | x      | x    | x              |         |
| Irland                        | x        |          | x        | x      | x    |                | x       |
| Island                        |          |          |          |        |      |                |         |
| Italia                        |          |          |          |        |      |                | x       |
| Liechtenstein                 |          |          |          | x      |      |                | x       |
| Litauen                       | x        | x        | x        | x      | x    | x              | x       |
| Luxembourg                    |          |          |          |        |      |                | x       |
| Latvia                        | x        | x        | x        | x      | x    | x              | x       |
| Republikken Moldova           |          |          |          |        |      |                |         |
| FYROM                         | ---      | ---      | ---      | ---    | ---  | ---            | ---     |
| Malta                         |          |          |          |        |      |                |         |
| Nederland                     | x        | x        | x        | x      |      | x              | x       |
| Norge                         | ---      | ---      | ---      | x      | ---  | x              | x       |
| Polen                         | x        | x        | x        | x      | x    | x              | x       |
| Portugal                      | x        | x        | x        | x      | x    |                |         |
| Romania                       |          |          |          |        | x    |                | x       |
| Den russiske fød.             |          |          |          |        |      |                |         |
| Sverige                       | x        | x        | x        | x      | x    | x              | x       |
| Slovenia                      | x        | x        | x        |        | x    |                | x       |
| Den slovakiske rep.           | x        | x        | x        | x      | x    | x              | ---     |
| Tyrkia                        |          |          |          | x      |      |                |         |
| Ukraina                       |          |          |          |        |      |                | x       |
| Storbritannia                 |          |          | x        | x      |      | x              |         |
| Den tidligere rep. Jugoslavia |          |          |          |        |      |                |         |

**Merknader:** --- under utarbeidelse. Planter: lavere- og høyerestående plantearter

**Kilde:** EEA ETC/NC per 1. januar 1998. Basert på nasjonal informasjon

nås. For artene med høyest prioritet kan dette innebære utarbeidelse av særlige handlingsplaner, vanligvis på europeisk eller nasjonalt plan, f.eks. EU-planene om gjenoppbygging av trekkende fuglearter som kan jaktes på, men som har ugunstig vernestatus i Europa. Europarådet og mange land arbeider på lignende måter (Det europeiske råd 1997-98).

Overgangen fra utarbeidelse til gjennomføring av planer er ofte vanskelig og lite tilfredsstillende, særlig på grunn av kostnadene og administrative og tekniske vanskeligheter. I enkelte tilfeller er det imidlertid gitt internasjonal finansiering, for eksempel via EUs LIFE Naturfond (CEC, DG XI 1998).

#### **8.4.2. Vern og registrering av habitater**

Den generell beskyttelse for habitater ble i mange land styrket i kjølvannet av Ramsar-konvensjonen om vern av våtmarksområder av internasjonal betydning for trekkende vannfugl. Gradvis ble det også lagt vekt på andre typer truede habitater og økosystemer, og dette førte til utarbeidelse av formelle virkemidler som Bern-konvensjonen og EU-direktivene om fugler og habitater, med liste over habitater som må vernes. Ulike nasjonale virkemidler for beskyttelse av særlige habitattyper ble ytterligere utviklet til å omfatte andre typer enn våtmarker, f.eks. naturlige og halvnaturlige habitater, lynchheier, artsrike enger, gamle skoger osv.

Den felleseuropeiske strategi for arts- og landskapsmangfold har fokusert på de viktigste habitattypene og økosystemene eller sammensatte områder som f.eks. våtmarker (kyst og marine økosystemer, elver, innsjøer og innenlands våtmarker), enger og beitemarker (særlig naturlige eller halvnaturlige enger), skoger (særlig gamle og lite påvirkede skogtyper), fjell og landbruk, som understreker det presserende behovet for integrasjon av verne- og styrkingstiltak i politikken på andre områder. Den første generelle framdriftsrapporten vil bli utgitt i 1998.

Etter Earth Summit, som ikke klarte å få i stand en global skogkonvensjon, er et mellomstatlig panel for vern av skoger blitt opprettet for å fortsette drøftingene og samordningen av initiativer og muligheter som gjelder skogen, f.eks. sikre det biologiske mangfold i skogen, gamle skoger og tradisjonell skogforvaltning. I Europa arbeider landene som er parter i Helsinki-prosessen for bærekraftig skogforvaltning i Europa, herunder beskyttelse av det biologiske mangfold.

Enkelte land har begynt å utarbeide rødlistor over habitater for å få en nasjonal oversikt over det biologiske mangfold som et ledd i arbeidet med generelle handlingsplaner i henhold til konvensjonen om biologisk mangfold (EEA-ETC/NC b, under utarbeidelse).

På grunn av varierende definisjoner og klassifikasjoner er det vanskelig å tolke og rapportere tilstand og trender for habitattypene som lovgivningen gjelder eller som blir analysert med sikte på å utarbeide miljøtrender. Felles verktøyer blir nå utarbeidet for å unngå de verste problemene i så måte (EEA-ETC/NC, under utarbeidelse).

#### **8.4.3. Utpekte områder**

Utpeking av naturvernområder er et av de eldste og vanligste tiltakene innenfor naturvern, og i enkelte land, f.eks. Den tsjekkiske republikk, har dette vært gjort i mer enn 150 år. Med den økende interessen for habitater legges vekten innenfor områdevern nå stadig mer på å sikre store nok arealer for habitater, både med sikte på habitatene som sådan og med sikte på å sikre leveområder for sårbare arter og bevare de genetiske ressurser.

Figur 8.9 viser utpekte områder i Europa. Det totale areal verneområder har økt raskt siden 1950 (IUCN CNPPA 1994), men det er også store ulikheter mellom landene, avhengig av politikk, tilgjengelige juridiske virkemidler og landets naturlandskap.

Å utpeke områder er en forpliktelse i henhold til EU-direktiver og ulike internasjonale konvensjoner og avtaler (boks 8.4), men områdene gis svært ulik vernegrad. EU-direktivene gir sterkest juridisk vern.

Områdene (lokalitetene) som utpekes i samsvar med EUs fugle- eller habitatdirektiv skal være kjernen i det framtidige NATURA 2000-nettet; et nett basert på en fellesskapsliste over lokaliteter som inneholder habitattyper og arter av betydning for Fellesskapet. Prosessen med å foreslå lokaliteter har vært vanskelig og er i nesten alle land blitt forsinket med flere år. De utpekte lokalitetene valideres på et biogeografisk grunnlag snarere enn i forhold til det enkelte land.



EMERALD-nettet er et initiativ i henhold til Bern-konvensjonen og har som formål å utvide

Biologisk mangfold 173

NATURA 2000-nettet til hele Europa (Det europeiske råd 1997). Fra 1985 til 1991 gjennomførte EU-landene Europakommisjonens CORINE pilotprogram for registrering av biotoper (habitat- og artsområder) (EEA-ETC/NC 1996). Data fra disse registreringene ble brukt av enkelte - dog ikke alle - EU-landene som del av bakgrunns materialet for identifisering av NATURA 2000-lokaliteter. CORINE biotop-prosjektet utvides nå til å omfatte registrering av lokaliteter i alle PHARE-landene. Disse nye dataene kan brukes som bakgrunns materiale for NATURA 2000-lokaliteter i tiltredelseslandene eller for EMERALD-nettet i andre land.

Alle disse prosessene forventes å øke antallet vernede områder, selv om mange land utpeker områder som allerede nyter godt av

---

**Figur 8.9 Prosent av arealer som er vernede områder**

---

|                              |
|------------------------------|
| Liechtenstein                |
| Forbundsrepublikken Tyskland |
| Østerrike                    |
| Storbritannia                |
| Luxembourg                   |
| Frankrike                    |
| Island                       |
| Italia                       |
| Portugal                     |
| Spania                       |
| Danmark                      |
| Belgia                       |
| Norge                        |
| Sverige                      |
| Nederland                    |
| Hellas                       |
| Finland                      |
| Irland                       |

**Merknad:** Generelle naturvernområder er ikke tatt med.

**Kilder:** Common Database on Designated Areas (Det europeiske råd, WCMC, EEA). Data er hentet ut i desember 1997 EEA-ETC/NC

vern. Etter hvert som antallet juridiske virkemidler utvides, er det vanskelig å få grunneiernes samtykke til strengere vern av nye områder, noe som gjør utpeking og påfølgende beskyttelse enda vanskeligere. Bruken av andre virkemidler for vern som f.eks. forvaltningsavtaler eller subsidier har i mange land vært mer vellykket. I mange land spiller ikke-statlige organisasjoner en viktig rolle som pådrivere for vern av områder, og det samme gjelder enkelte privatpersoner og stiftelser som eier verdifulle områder.

Utpeking av vernede områder er av liten verdi dersom vernet og forvaltningen ikke er reelle. Til tross for ufullstendige data er det klart at et stort antall vernede områder blir uhensiktsmessig vernet eller forvaltet. Antallet utpekte områder som er vernet gir derfor ingen opplysninger om i hvilken grad det biologiske mangfoldet er beskyttet. Det er viktig at vernet styrkes, primært gjennom nasjonale tiltak med internasjonal finansiell støtte, f.eks. via LIFE Naturfond eller i forbindelser med initiativer som gjelder andre arealbrukssektorer.

#### **8.4.4. Initiativer for mer omfattende miljøbegrep**

Bevaring av det biologiske mangfold kan ikke oppnås dersom det ses isolert fra beslutninger som angår andre økonomiske sektorer. Til og med de best beskyttede og forvaltede arter og områder er ikke uavhengige av sine omgivelser. Selv om vern av områder er av helt vital betydning, må det suppleres med mer omfattende tiltak om artenes utbredelse og rikdom i et videre miljø skal bevares og det totale biologiske mangfold sikres. Manglende integrering av hensynet til det biologiske mangfold i politikken på andre områder er for tiden en av de største hindringene for å sikre målsetningene om vern. Bevaring av det biologiske mangfold regnes ofte som mindre viktig enn andre sektors interesser.

Begrepet internasjonal integrering av hensynet til det biologiske mangfold i politikk på andre sektorer ble brukt i Europakommisjonens rapport «Caring for our Future Action for Europe's Environment» i 1997, der det heter at «landbruk og miljøvern er per definisjon uløselig knyttet sammen» (CEC 1997a).

Det er aldri foretatt noen gjennomgang av virkningene av bruken av internasjonale utviklingsfond og andre fond for biologisk mangfold. Dette kan bli et viktig verktøy når kravene om integrering av hensynet til det biologiske mangfold i regions- og distriktsutbyggingsplaner skal vurderes (BirdLife International 1995, CEC 1997b).

Miljøkonsekvensvurderinger (EIA) utføres nå rutinemessig i forbindelse med en lang rekke prosjekter i henhold til nasjonal lovgivning og EU-direktiv 85/337. EIA er i dag imidlertid ikke obligatorisk for større skogs- og landbruksprosjekter. Denne type evalueringer er heller ikke pålagt i henhold til de fleste nasjonale lovgivninger eller gjeldende internasjonal lovgivning. Videre varierer standardene, og en fersk gjennomgang konkluderte med at økologiske forhold sjelden blir tilfredsstillende tatt hensyn til i miljøkonsekvensvurderinger (Trewick 1996).

Det pågår prosesser i mange land for å bevisstgjøre allmennheten om hvordan de kan bidra til å bevare det biologiske mangfoldet, f.eks. gjennom miljømerking og produktsertifisering. FSC-organet (Forest Stewardship Council) har utarbeidet 10 grunnprinsipper for sertifisering av skoger og informasjon om produkter fra sertifiserte skoger.

#### **Referanser**

Ansell, D.J. og S.A. Vincent (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, Storbritannia.

Baldock, D. (1990). *Agriculture og Habitat Loss in Europe*. WWF International.

Baldock, D., G. Beaufoy, F. Brouwer, F. Godeschalk (1996). *Farming at the Margins: Abandonment or redeployment of agricultural land in Europe*. Institute for European Environment Policy. London/Agricultural Economics Research Institute, Haag, Nederland.

BCIS (Biodiversity Conservation Information System): <http://www.biodiversity.org/members.html>

Beaufoy, G., D. Baldock og J. Clark (1995). *The Nature of Farming: Low intensity farming systems in nine European countries*. IEEP, London, Storbritannia.

Signal, E.M., D.I. McCracken og D.J. Curtis (1992). *Nature Conservation og pastoralism i Europe*. Proceedings of the third Europeiske Forum on Nature Conservation Pastoralism, Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, Storbritannia.

Bina, O., B. Briggs og D. Harley (1994). *Transport biodiversity : A discussion paper*. Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, Storbritannia.

- BirdLife International/Europeiske Bird Census Council (EBCC), *European Bird Database*. Per mai 1997, Nederland.
- BirdLife International (1994). *Putting biodiversity on the map*, BirdLife International, Cambridge, Storbritannia.
- BirdLife International (1995). *The Structural Funds and biodiversity conservation* (ikke publisert), BirdLife International. Cambridge, Storbritannia.
- Bohn, U. (1996). *Natürliche Vegetation Europas*. Kart, 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, Frankrike.
- Campbell, L.H., M.I. Avery, P. Donald, A.D. Evans, R.E. Green og J.D. Wilson (1997). *A review of the indirect effects of pesticides on birds*. JNCC-rapport nr. 277. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, UK.
- CEC og Det europeiske råd (1987). *Map of natural vegetation of the Member States of the European Communities*. Luxembourg.
- CEC (1995a). *Agricultural Position and Prospects in the Central og Eastern European Countries: Summary Report*. DGVI, Brussel, Belgia.
- CEC (1995b). *The Agricultural Situation in the European Union: 1995 report*. DGVI, Brussel, Belgia.
- CEC (1997a). *Caring for our Future - Action for Europe's Environment*. Brussel og Luxembourg.
- CEC (1997b). *The impact of structural policies on economic and social cohesion in the Union 1989-99*. Regionalpolitikk og utjevning. Luxembourg.
- CEC (1998). *A European Community Biodiversity Strategy*. Meddelelse COM (98) 42 endelig. Luxembourg
- CEC-DG VI 1997: <http://europa.eu.int/en/comm/dg06/envir/> og <http://europa.eu.int/en/comm/dg06/res/gen/>
- CEC-DG XI 1998: <http://europa.eu.int/en/comme/dg11/dg11home.html>
- Collar, N.J., M.J. Crosby og A.J. Stattersfield (1994). *Birds to watch 2 : the world list of threatened birds*. BirdLife International, Cambridge, Storbritannia.
- Konvensjonen on biologisk mangfold, 1997: <http://www.biodiv.org/convtext>
- Det europeiske råd (redaktør) m.fl. (under utarb.). *Nature Conservation sites designated in application of international instruments at pan-European level (map and report)*. Strasbourg, Frankrike.
- Det europeiske råd, WCMC, EEA (1997). *Common Database on Designated Areas*, per desember 1997 av EEA-ETC/NC
- Det europeiske råd (1997). *The EMERALD Network - a network of Areas of Special Conservation Interest for Europe*. TPV96(TPVS75SER.96. Sekretariatet for Bern-konvensjonen, Strasbourg, Frankrike.
- Det europeiske råd (1997-8). *Guidelines for Action Plans for Animal Species*. T-PVS-(ACPLANS)(97) 8. Sekretariatet for Bern-konvensjonen, Strasbourg, Frankrike.
- Det europeiske råd (endelig utkast november 1997). *Red Data Book of European Vertebrates*, T-PVS (97) 61. Sekretariatet for Bern-konvensjonen. Strasbourg, Frankrike.

Crofts, A. og R.G. Jefferson (redaktører) (1994). *The Lowland Grassland Management Handbook*, English Nature/The Wildlife Trusts.

Davis, S.D., V.H. Heywood og A.C. Hamilton (1994). *Centres of plant diversity*. vol. 1 Europa, Afrika, Sørvest-Asia og Midtøsten. WWF og IUCN.

Dauvin, J.C. (1997). *Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes atlantiques, 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/European Union for Coastal Conservation. Peterborough, Storbritannia.

- EEA-ETC/NC (1995). *Biodiversity and Nature Conservation: a European general approach*. (internrapport).
- EEA-ETC/NC (1996). *CORINE Biotopes Sites. Database Status og Perspectives 1995*. Emnerapport 27.
- EEA-ETC/NC (under utarbeidelse). *Existing Red Books on Species and Habitats of European Concern*.
- EEA-EFI/INIMA (1997). *Forest fire reports*. Internrapport, EFI European Forest Institute, Finland, INIMA, Spania.
- EEA-ETC/NC (under utarb.). *EUNIS Habitat classification*.
- EEA (1997). *The UN Convention on Biological Diversity. Follow-up in the EEA Member Countries 1996*. Emnerapport 9/1997, Det europeiske miljøbyrået, København. ISBN 92-9167-062-6.
- EEA (monografi under utarb.). *Excessive Anthropogenic Nutrients in European Ecosystems*. Det europeiske miljøbyrået -ETC/IW, København, Danmark.
- EEA (under utarb.). *EEA Landcover 1998*. Det europeiske miljøbyrået -ETC/LC, København, Danmark.
- EFMA (1997). *Tables of fertiliser consumption by country* (ikke publisert). European Fertiliser Manufacturers' Association, Brussel.
- EUCC (1993). *European Coastal Conservation Conference 1991*. Proceedings. EUCC, The European Union for Coastal Conservation, Haag/Leiden, Nederland.
- EUFORGEN 1997, European Forest Genetic Resources Programme: <http://www.cigar.org/ipgri/euforgen/>
- Europaparlamentet (1997). *The European Parliament and the Environment Policy of the European Union*. The Directorate-General for Research, Luxembourg.
- Eurostat (1995). *Europe's Environment: Statistical compendium for the Dobris assessment*. Luxembourg. ISBN 92-827-4713-1.
- Eurostat (1996). *Agriculture Statistical Yearbook: 1996*. Luxembourg
- Firbank, L.G., H.R. Arnold, B.C Eversham, J.O. Mountford, G.L. Radford, M.G. Telfer, J.R. Treweek, N.R.C. Webb og T.C.E. Wells (1993). *Managing Set-aside for Wildlife*. ITE Research Publication 7, Institute for Terrestrial Ecology, Storbritannia.
- Fridtjof Nansens Institutt (1997). *Green Globe Yearbook of International Co-operation on Environment and Development. Main Focus: Nature Conservation*. Oxford, Storbritannia.
- Fuller, R.J. (1995). *Bird life of woodland og forest*. Cambridge University Press, Storbritannia.
- Furness, R.W., J.J.D. Greenwood og P.J. Jarvis, (1993). *Can birds be used to monitor the environment? Birds as monitors of environmental change*. Chapman & Hall, London, Storbritannia.
- Hagemeyer og Blair (red.) (1997). *EBCC (European Birds Census Council) Atlas of European Breeding Birds: their distribution and abundance*. T & A.D. Poyser, London, Storbritannia.
- Heywood, V.H. og M. Zohary (1995, oppdatert 1997). A catalogue of the wild relatives of cultivated plants native to Europe. *Flora Mediterranea 5*.
- Hill, D. og D. Hockin (februar 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*. Rapport og studier 58. IMO/UNEP. London, Storbritannia.

IUCN (1993). Biological Diversity Conservation and the Law - Legal Mechanisms for Conserving Species and Ecosystems. I *Environmental Policy and Law Paper* nr. 29, Bonn.

IUCN CNPPA (Commission on National Parks and Protected Areas) (1994). *Parks for Life: action for protected areas in Europe*. IUCN, Gland, Sveits og Cambridge, Storbritannia.

IUCN (1996). *IUCN Red List of Threatened Animals*. IUCN, Gland, Sveits.

IUCN (1997). *Red List Categories*. Som vedtatt på det 40. møtet i IUCNs råd, 1994, IUCN Species Survival Commission, Gland, Sveits.

IUCN (under trykking). *IUCN Red List of Threatened Plants (Europe)*. IUCN Species Survival Commission, Gland, Sveits.

- Lambinon, J. (1997). Les introductions de plantes non-indigènes dans l'environnement naturel. I *Sauvegarde de la nature*, nr. 87, Det europeiske råd. Strasbourg, Frankrike.
- Leten, M. (1989). Distribution dynamics of orchid species in Belgium: Past and present distribution of thirteen species. *Mém. Soc. Roy. Belg.*, 11 Belgia.
- Mace, G. og S. Stuart, (1994). *Draft IUCN Red List Categories*. Versjon 2,2, art. 21-22.
- McCracken, D.I., og E.M. Bignal (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, Storbritannia.
- Meinesz, A. (1997). *L'implacable avancée de la Taxifolia*. I *La Recherche*, 297. Frankrike.
- Minelli, A., S. Ruffo og S. La Posta (1996). *Checklist delle specie della fauna d'Italia*. Edizione Calderini, Bologna, Italia.
- Nordisk ministerråd (1997). Indicators of the State of the Environment in the Nordic Countries. København, Danmark.
- OECD (1995). *Environment Performance Reviews: Poland* OECD, Paris, Frankrike.
- Pain, D.J. og M.W. Pienkowski (redaktører) (1997). *Farming and birds in Europe*; the Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation. Academic Press, London, Storbritannia.
- Pawlowski, B. (1970). Remarques sur l'endemisme dans la flore des Alpes et des Carpates. I *Vegetatio*, vol. 21.
- Petty, S.J. og M.I. Avery (1990). *Forest bird communities* (occasional paper 26). Forestry Commission, Edinburgh, Storbritannia.
- Przybylski, Z. (1979). The effects of automobile gases on the antropods of cultivated plants, meadows and orchards. I *Environment Pollution*, nr. 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), Storbritannia.
- Reijnen, R. og R. Foppen (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*, nr. 31.
- Ribera, M.A. m.fl. (1996). *Second International Workshop on Caulerpa taxifolia*. Desember 1994. Barcelona, Spania.
- Rodwell, J. (1991). *British Plant Communities: Vol. 1 - Woodland og scrub*. Cambridge University Press. Storbritannia.
- Societas Europaea Herpetologica - Gasc, J.P. m.fl. (red.) (1997). *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Museum National d'Histoire Naturelle, IEGB, Service du Patrimoine Naturel. Paris, Frankrike.
- Societas Europaea Mammologica (under trykking). *Atlas of European Mammals*.
- Treweek, J. (1996). Ecology and environment impact assessment. I *J. Applied Ecology*, nr. 33.



Tucker, G.M. og M. Evans (1997). *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment*. BirdLife International, BirdLife Conservation Series 6. Cambridge, Storbritannia.  
Tucker, G.M. og M.F. Heath (1994). *Birds i Europe: their Conservation Status*. BirdLife International. Cambridge, Storbritannia.

Tyler, T. og K.A. Olsson (1997). Förändringar i Skånes flora under perioden 1938-1996. I *Svensk Botanisk Tidskrift*, nr. 91. Sverige.

UNECE/CEC (1997). *Forest Condition in Europe 1997 Executive Report*, prepared by 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 og definitions, Genève, Sveits.

UNEP, V.D. Heywood (red.), R.T. Watson, (1995). *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, Storbritannia.

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, Storbritannia.

van Dijk, G. (1996). The role of land ownership in nature conservation in the Netherlands and other countries. Redaktører: 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, Polen 1996, IEEP, London.

van der Zande, A.N., W.J. ter Keurs og W.J. van der Weijden (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*, nr. 18.

Wiens, J.A. (1989). *The ecology of bird communities: foundations and patterns 1*. Cambridge University Press, Cambridge, Storbritannia.

## 9. Vann og vassdrag

### Hovedkonklusjoner

Det har vært en generell reduksjon i det totale vannforbruket i mange land siden 1980. I de fleste landene har en voksende tjenestesektor, tekniske forbedringer og økt resirkulering ført til en nedgang i industriens forbruk av vann. Imidlertid kan etterspørselen i urbane områder fremdeles overskride tilgangen, og i nær framtid kan det oppstå vannmangel. I framtiden kan vannforsyningen også bli påvirket av klimaendringer.

I middelhavslandene går det meste av vannet til jordbruket, særlig til irrigasjon. Irrigerte arealer og forbruket av vann til irrigasjon har økt jevnt siden 1980. Landene i Sør-Europa bruker 60 % av vannforbruket sitt på kunstig vanning. I noen regioner overbeskattes grunnvannet, med den følge at grunnvannsspeilet synker, våtmark går tapt og sjøvann trenger inn i grunnvannet. Virkemidler for å begrense framtidig etterspørsel etter vann omfatter effektivisering av vannforbruket, priskontroll og en hensiktsmessig landbrukspolitikk.

Til tross for innføringen av vannkvalitetsmål i EU og den plass vannkvalitet har fått i Handlingsplanen for miljø i Sentral- og Øst-Europa, har det ikke vært noen generell forbedring av vannkvaliteten i elvene siden 1989-90. Landene rapporterer ulike trender uten noen sammenhengende geografiske mønstre. Det har imidlertid vært en viss forbedring i de aller mest forurensede elvene siden 1970-årene.

Fosfor og nitrogen forårsaker fortsatt eutrofiering av overflatevann. Takket være bedre rensing av avløpsvann og reduksjoner i utslippene fra store industrieforetak mellom 1980 og 1995 har den totale tilførselen av fosfor til elver gått ned med mellom 40 % og 60 % i flere land. Fosforkonsentrasjonene i overflatevann har gått kraftig ned, særlig der problemene var størst. Ytterligere forbedringer er forventet ettersom gjenoppbyggingstiden, særlig for innsjøer, kan være flere år. Fosforkonsentrasjoner i rundt en firedel av elvene som overvåkes er fremdeles ti ganger høyere enn i vann av god kvalitet. Nitrogen, som har jordbruket som en av de viktigste kildene, er et mindre problem i elvene, men kan forårsake problemer når det transporteres til sjøen. Utslipp må kontrolleres ytterligere for å beskytte miljøet i havet.

Kvaliteten på grunnvannet berøres av økende konsentrasjoner av nitrat og plantevernmidler fra jordbruket. Nitratkonsentrasjonene er lave i Nord-Europa, men høye i flere vest- og østeuropeiske land, der EUs tillatte maksimalkonsentrasjon hyppig overskrides.

Bruken av plantevernmidler i EU gikk ned fra 1985 til 1995, men dette betyr ikke nødvendigvis en reduksjon i miljøbelastninger, ettersom spekteret av plantevernmidler som brukes er endret. Konsentrasjonene av visse plantevernmidler i grunnvannet overskrider ofte EUs tillatte maksimalkonsentrasjoner. Betydelig forurensning av tungmetaller, hydrokarboner og klorerte hydrokarboner er også rapportert fra mange land.

Det er etablert en integrert politikk for vern av vann og vassdrag mange steder i Europa, f.eks. rundt Nordsjøen, Østersjøen, Rhinen, Elben og Donau. Selv om mye er oppnådd, er fremdeles bedre integrasjon av miljøpolitikken i den økonomiske politikk en utfordring for framtiden.

Landbrukspolitikken vil være særlig viktig når det gjelder å ta opp problemene med forurensning fra diffuse kilder, men dette er fortsatt både teknisk og politisk vanskelig. Selv om reformer i EUs felles landbrukspolitikk (CAP) brukes for å integrere tiltak med sikte på å redusere tilførselen av næringsstoffer, trengs ytterligere tiltak, f.eks. må brakkleggingspolitikken utformes slik at miljøfordelene blir størst mulig.

**EUs direktiv om rensing av avløpsvann fra byområder og nitratdirektivet burde høyne vannkvaliteten betydelig, men suksessen avhenger av i hvilken grad medlemsstatene utpeker utsatte områder og sårbare soner. Forslaget til et rammedirektiv for vann fordrer integrerte programmer for styring og forbedring. Dersom rammedirektivet gjennomføres på en enhetlig måte i hele EU, burde det, sammen med en større vektlegging av forvaltningen på etterspørselssiden, føre til en markant forbedring i vannkvaliteten og en bærekraftig forvaltning av vannressursene.**

### 9.1. Innledning

De fleste innbyggerne i Europa har tilstrekkelige forsyninger av rent, friskt vann. Vannressursene trues likevel av mange menneskelige aktiviteter, og mange steder på kontinentet blir helse, velferd og økonomisk utvikling begrenset fordi det ikke finnes tilstrekkelige mengder vann av god kvalitet.

I flere århundrer har europeiske vann og vassdrag blitt bruk til drikkevann, irrigasjon, mottak av avløpsvann, fiske, kraftproduksjon og transport. Innlands overflatevann er også en viktig komponent i Europas landskap, og økosystemene som er avhengige av dem er av stor betydning for det biologiske mangfold (se kapittel 8). I de senere år har befolkningsvekst, industrialisering, intensivering av landbruket, kanalisering, bygging av reservoarer og friluftsliv i betydelig grad økt presset på Europas vann og vassdrag, og vi ser stadig flere konflikter mellom ulike bruksområder og brukere. Tørke og flom forsterker problemet og er blant de vanligste naturkatastrofene (se kapittel 13). Behovet for en bærekraftig forvaltning av vannet er åpenbar.

Dette kapittelet presenterer data og informasjon om vannmengder og vannkvalitet i Europa og belastningene som påvirker dem. Forsuring, som i stor grad påvirker kvaliteten i elver og innsjøer i store deler av Europa, diskuteres i kapittel 4.

I løpet av de 25 siste årene er det iverksatt en rekke politiske tiltak med sikte på å bekjempe vannforurensning på europeisk plan. Det har vært noe framgang siden *Dobbris*-rapporten når det gjelder å redusere industriens og husholdningers forurensning av overflatevann. For eksempel er fosforutslippene i flere land redusert med 40-60 % etter midten av 1980-årene. Landbruket er imidlertid fremdeles en betydelig kilde til fosforforurensning i flere land, og forurensning forårsaket av nitrater og plantevernmidler er fremdeles et problem i hele Europa.

### 9.2. Vannet som ressurs

Gjennomsnittlig årlig avrenning av ferskvann i Europa er i størrelsesorden 3 100 km<sup>3</sup>, eller omkring 4 500 m<sup>3</sup> per innbygger per år for en befolkning på 680 millioner (EEA 1995). For kontinentet som helhet ser det dermed ut til å være rikelig med vannressurser. De er imidlertid svært ujevnt fordelt både når det gjelder tid og sted (Gleich 1993), og lokale behov overgår ofte lokal tilgang, noe som ofte medfører overutnyttelse i områder med høy befolkningstetthet og begrenset nedbør.

---

#### Boks 9.1 Definisjon av europeiske regioner

---

I dette kapittelet er regionale analyser utført etter følgende gruppering:

**Nord-Europa (NO):** Finland, Island, Norge, Sverige

**Øst-Europa (EA):** Hviterussland, Bulgaria, Den tsjekkiske republikk, Estland, Ungarn, Latvia, Litauen, Moldova, Polen, Romania, Den russiske føderasjon, Den slovakiske republikk, Ukraina

**Sør-Europa (SO):** Albania, Bosnia-Hercegovina, Kroatia, Kypros, Hellas, Italia, Malta, Portugal, Den føderale republikken Jugoslavia, Slovenia, Spania og Den tidligere jugoslaviske republikken Makedonia (FYROM)

**Vest-Europa (WE):** Østerrike, Belgia, Danmark, Frankrike, Tyskland, Irland, Liechtenstein, Luxembourg, Nederland, Sveits, Storbritannia

Europa nyter godt av et relativt tett hydrometrinett (for elvemåling) og meteorologiske stasjoner som leverer langsiktige data av god kvalitet (WMO 1987, EEA-ETC/IW 1996). Metodene for å beregne tilgjengelige ferskvannsressurser varierer imidlertid i stor grad fra land til land og gjør det vanskelig å sammenligne data. Kart 9.1, som bruker en bestemt metode for å beregne fornybare ferskvannsressurser, viser de store variasjonene i Europa, hvor årlig avrenning varierer fra 3 000 mm eller mer i Vest-Norge til 100 mm i store områder i Øst-Europa og mindre enn 25 mm på den spanske høysletten.

Europa er gjennomskåret av store elvesystemer som krysser flere internasjonale grenser. Et lands samlede ferskvannsressurs er det vannet som dynamisk lagres i elver, innsjøer, reservoarer og vannførende lag. Dette inkluderer vannet som flyter fra nabolandene og inn i disse lagrene. Som figur 9.1 viser, representerer strømmene over landegrensene et betydelig bidrag til den samlede mengden ferskvannsressurser (per innbygger) i flere land. I f.eks. Ungarn utgjør ferskvann som opprinnelig kommer fra naboland 95 % av landets samlede ressurs. I Nederland og Den slovakiske republikk er tallet over 80 %, mens Tyskland, Hellas, Luxembourg og Portugal importerer vannmengder som utgjør over 40 % av ressursene. Selv om det er inngått internasjonale avtaler med sikte på kontroll av kvantitet og kvalitet på importert vann (se tabell 9.3), er det uunngåelig at spenninger oppstår når ressursene er begrenset.

---

#### **Kart 9.1 Årlig avrenning i Europa**

---

##### Årlig avrenning

**Merknader:** Kartet er laget etter et 10 km rutenett og viser gjennomsnittlig avrenning med en viss korrigering av lokale detaljer. Basert på måledata fra hydrometrinett. Avrenning i områder som ikke er målt, er beregnet empirisk ut fra forholdet mellom avrenning og nedbør og potensiell fordampning (Budyko og Zubenok 1961). **Kilde:** Rees m.fl. 1997, som bruker data om elvestrømmer fra FRIEND European Water Archive (Gustard 1993) og klimadata fra Climate Research Unit, University of East Anglia (Hulme m.fl. 1995)

**Figur 9.1 Tilgang på ferskvann i Europa**

|  |
|--|
| Ungarn<br>Nederland<br>Belgia<br>Tyskland<br>Den tsjekkiske republikk<br>Kypros<br>Bulgaria<br>Den slovakiske republikk<br>Hellas<br>Luxembourg<br>Danmark<br>Storbritannia<br>Italia<br>Spania<br>Frankrike<br>Kroatia<br>Portugal<br>Litauen<br>Sveits<br>Østerrike<br>Slovenia<br>Irland<br>Sverige<br>Finland<br>Norge<br>Island<br><br>Elvestrømmer fra andre land<br>vann med innenlands kilde |
|--|

**Kilde:** Eurostat, OECD 1997.

**Figur 9.2 Forbruk av ferskvann i Europa 1980-95**

|             |               |
|-------------|---------------|
| Vest-Europa | Nordiske land |
| Sør-Europa  | Øst-Europa    |

**Kilde:** Eurostat, OECD 1997.

I henhold til det globale klassifiseringssystemet i figur 9.1 kan mer enn halvparten av landene sies å ha lav tilgang på vann per innbygger. Dette inkluderer noen vesteuropeiske land (Danmark, Tyskland og Storbritannia), som har moderate mengder nedbør men høy befolkningstetthet. Tilgangen på ferskvann er svært lav i Den tsjekkiske republikk, Polen og Belgia. Det er kun i de nordiske landene, som har liten befolkning og mottar store mengder nedbør (se boks 9.1), at tilgangen på vann vurderes som høy.

Overflatevann er den dominerende ferskvannskilden i Europa, og i to tredeler av landene dekker denne kilden over 80 % av samlet forbruk (OECD 1997 og Eurostat-data). Resten kommer fra grunnvannskilder, med kun mindre bidrag fra avsalting av sjøvann (f.eks. Italia, Spania og Monaco). På Kypros og Malta er avsalting viktigere, der de utgjør henholdsvis 5 % og 46 % av de samlede ressurser. Island har store grunnvannsreserver, og grunnvannet dekker 91 % av forbruket.

Sammenlignet med overflatevann har grunnvann vanligvis bedre kvalitet, krever mindre behandling og har tradisjonelt vært en lokal og billig drikkevannskilde. I land med tilstrekkelige grunnvannsreservoarer (Østerrike, Danmark, Portugal, Island og Sveits) utgjør grunnvannet over 75 % av den offentlige vannforsyningen, mellom 50 og 75 % i Belgia (Flandern), Finland, Frankrike, Tyskland og Luxembourg, og mindre enn 50 % i Norge, Spania, Sverige og Storbritannia (Eurostat-data). Grunnvannskildene blir stadig mer belastet, og noen områder viser tegn på overforbruk (punkt 9.3).

**Figur 9.3 Europas vannforbruk etter sektor**

|                          |
|--------------------------|
| Portugal                 |
| Hellas                   |
| Spania                   |
| Italia                   |
| Frankrike                |
| Tyskland                 |
| Tyrkia                   |
| Ungarn                   |
| Nederland                |
| Finland                  |
| Polen                    |
| Norge                    |
| Østerrike                |
| Den tsjekkiske republikk |
| Den slovakiske republikk |
| Sverige                  |
| Irland                   |
| Danmark                  |
| Luxembourg               |
| Sveits                   |
| Storbritannia            |
| Island                   |

**Merknad:** Noen land inkluderer vann som brukes til kjølevann innen kraftproduksjon og industri.

**Kilde:** OECD 1997, Eurostat

### 9.3. Vann - forbruk og bruk

#### *Forbruk av ferskvann*

Det globale vannforbruket er sjudoblet siden begynnelsen av 1900-tallet (Kundzewicz 1997). Forbruket har tradisjonelt sett økt for å holde tritt med økende etterspørsel.

Som figur 9.2 viser, har det, til tross for store variasjoner, vært en generell nedgang i totalt vannforbruk etter 1980 i flere europeiske land. Denne nedgangen har vært sterkest etter 1990 og mer utpreget i Øst-Europa enn i andre regioner. I noen vesteuropeiske land kan nedgangen tilskrives et generelt skifte i forvaltningsstrategien, bort fra økende forsyning gjennom reservoarkonstruksjoner til en mer effektiv styring av vannetterspørselen (forvaltning av etterspørselssiden) ved å redusere tapene, utnytte vannet mer effektivt og ved resirkulering. I Øst-Europa har den politiske omveltningen i 1989-90 og overgangen fra en sentralisert til en markedsbasert økonomi vært avgjørende for nedgangen i etterspørselen.

Sammenligninger av totalt ferskvannsbehov og total tilgjengelig ressurs (OECD 1997) indikerer at tilsiget er tilstrekkelig til at alle europeiske land potensielt har store nok ressurser til å dekke nasjonal etterspørsel. Mer enn 60 % av landene som ble analysert bruker mindre enn en tidel av sin nasjonale ressurs, og de øvrige landene (utenom Belgia) bruker mindre enn en tredel. I Belgia brukes 40 % .

#### *Bruk av ferskvann*

Vi ser av figur 9.3 at ferskvannet i Europa i all hovedsak går til offentlig vannforsyning, industri, jordbruk og kjølevann i kraftproduksjonen (OECD 1997). Imidlertid kompliseres ofte slike sammenligninger ved at landene bruker ulike definisjoner for vannbruk.

Offentlig vannforsyning inkluderer vann til en rekke bruksområder. Husholdningene dominerer vanligvis og står for rundt 44 % av offentlig vannforsyning i Storbritannia, 57 % i Nederland og 41 % i Ungarn (ICWS 1996). Offentlig vannforsyning er den dominerende brukersektoren i flere vesteuropeiske og nordiske land, men er mindre dominant i Øst- og Sør-Europa. Uttaket av vann til i offentlig vannforsyning økte jevnt fra 1980-90 i de fleste landene på grunn av befolkningsveksten samt at forbruket per innbygger økte i takt med høyere levestandard. Husholdningenes forbruk av vann forventes å stabilisere seg, eller til og med gå ned i framtiden, noe som gjenspeiler demografiske trender og bruken av vannsparende innretninger. Denne trenden kan imidlertid endre seg i takt med en fortsatt økning i antallet husstander (se kapittel 1).

Landbrukets vannbehov domineres i de fleste land av irrigasjon. I middelhavslandene er det landbruket som står for mesteparten av forbruket, med 80 % i Hellas, 50 % i Italia, 70 % i Tyrkia, 65 % i Spania og 52 % i Portugal (OECD 1997). Dette står i sterk kontrast til resten av Europa, hvor vanligvis mindre enn 10 % av ressursene brukes til irrigasjon.

Figur 9.4 viser at irrigerte arealer har økt jevnt siden 1980 i Europa sett under ett, da særlig i landene rundt Middelhavet og i Vest-Europa. Øst-Europa hadde en kraftig vekst fram mot 1988 etterfulgt av en jevn nedgang. I 1994 ble i underkant av 5 % av landområdet i de østeuropeiske landene irrigert, sammenlignet med over 8 % av landområdene ved Middelhavet og i overkant av 2 % av landområdene i Vest-Europa. Dagens landbrukspraksis i EU, styrt av EUs felles landbrukspolitikk (CAP), drives utelukkende av tilbudet. I Øst-Europa har etterspørselen etter vann til landbruket gått ned som et resultat av økonomiske problemer og endringer i eiendomsforholdene (ICWS 1996).

---

**Figur 9.4 Irrigerte arealer i Europa, 1980-94**

---

|                |
|----------------|
| % av landareal |
|----------------|

Kilde: FAO



---

**Kart 9.2 Urban etterspørsel i forhold til gjennomsnittlig årlig avrenning**

---

Urban etterspørsel i forhold til gjennomsnittlig årlig avrenning

**Merknad:** Kartet er basert på data om langsiktig gjennomsnittlig avrenning per år (kart 9.1) i forbindelse med Eurostat GISCO Degree of Urbanisation data.

**Kilde:** Rees m.fl. 1997

Industriens bruk av vann varierer svært fra et land til et annet, og sammenligninger kompliseres ved at kjølevann noen ganger er tatt med. Forbruket av vann til kjøling er generelt langt over det som går med til industriprosessene som sådan (f.eks. går 95 % av industriens forbruk av vann i Ungarn til kjøling). Bortsett fra temperaturøkning og noe fordampning, returneres kjølevannet i samme stand. Det anses derfor som «ikke-forbrukende» bruk av vann.

I mange europeiske land har vannforbruket i industrien sakte gått ned etter 1980. Dette gjenspeiler nedgangen i industriproduksjonen i denne perioden og et generelt skifte bort fra tunge vannforbrukende industrier som tekstil-, jern- og stålindustrien mot mindre vannintensive tjenesteindustrier og mer effektiv bruk av vannet samt økt resirkulering (ICWS 1996). Vannforbruket i industrien i Bulgaria og Ungarn (ICWS 1996) er også redusert etter 1990 på grunn av nedgangen i industriproduksjonen og økonomiske problemer.

### ***Vannmangel***

Statistikken over beskriver ressursituasjonen og bruk på nasjonalt plan. Slik informasjon har imidlertid en tendens til å dekke over problemene på regionalt eller lokalt plan. Den største vannetterspørselen er vanligvis konsentrert i de tett befolkede områdene i større bykonsentrasjoner. Kart 9.2 viser byområder hvor etterspørselen etter ferskvann kan overskride ressursens tilgjengelighet på lang sikt, særlig i Sør-Europa og industrisentrene. I disse områdene kan ikke dagens etterspørsel dekkes uten å utvide de lokale ressursene ved hjelp av tiltak som overføringer mellom bassenger og lagring i reservoarer.

---

### **Kart 9.3 Fordeling av Q90**

---

**Merknad:** Kartet er laget etter et 10 km rutenett. Q90 avledes av målte og modellerte data.

**Kilde:** Gustard m.fl. 1997

Selv i de områdene hvor det på lang sikt finnes tilstrekkelige vannressurser, kan sesongmessige eller årlige variasjoner i tilgjengeligheten noen ganger forårsake vannmangel. Beslutninger innenfor planlegging av vannressurser er ofte basert på den ressursen som kan forventes i perioder med lite nedbør og lav vannføring. En nyttig indikator på dette er Q90 (90<sup>th</sup> percentile flow), som representerer den ferskvannsressursen man kan stole på i gjennomsnittlig 90 % av tiden. Kart 9.3 viser hvordan Q90 er fordelt i Europa og kan brukes til å identifisere regioner som kan rammes av sesongmessig vannmangel - den iberiske halvøy skiller seg særlig ut.

I Europa er det en økende bevissthet om behovet for å sikre vannressursene for fremtiden. Selv om analyser av framtidstrender er spekulative og etterspørselen ofte drives av mange motstridende faktorer, er det sannsynlig at forbruket av vann vil stabilisere seg ytterligere, særlig det private forbruket. Alle landene i Europa opplever lekkasjer i vannledningsnettene, fra store tap på rundt 50 % i Moldova og Ukraina til mindre tap rundt 10 % i for eksempel Østerrike og Danmark (EEA-ETC/IW 1998). Mange land, særlig i Øst-Europa, forventer industriell vekst (ICWS 1996), men det økte vannbehovet vil delvis oppveies av resirkulering, utviklingen av vannsparende teknologi og andre bevaringstiltak, for eksempel forvaltning av etterspørselssiden. Behovet innen jordbruket vil påvirkes av økt irrigasjonseffektivitet, landbrukspolitik og priskontroll. Nye prisstrukturer og andre økonomiske virkemidler vil sannsynligvis innføres for å oppnå sparing i alle sektorer som bruker vann. Grunnvannets betydning som drikkevann i mange europeiske land har gjort spørsmålet om vannkvalitet stadig viktigere siden 1990.

#### **9.4. Kvaliteten på grunnvannet**

Europas grunnvann står i fare og er forurenset på flere måter. Problemene inkluderer forurensning med nitrat, plantevernmidler, tungmetaller og hydrokarboner, noe som fører til eutrofiering, giftvirkninger i andre deler av vannmiljøet og mulige helsevirkninger. Andre forurensningskilder og overforbruk kan også ha stor innvirkning på grunnvannsressursene. Senking av grunnvannsspeilet kan føre til at saltvann trenger inn i grunnvannet i kystområder (kapittel 11, punkt 11.5).

##### **9.4.1. Nitrat**

Kart 9.4 viser resultatene fra overvåkingen av nitratkonsentrasjonene i grunnvannet i 17 land. Fire konsentrasjonsintervaller er valgt. Konsentrasjoner opp til 2,3 mg N/l regnes som tilnærmet naturlige. Drikkevannsdirektivets (80/778/EØF) anbefalte nivå og tillatt maksimalkonsentrasjon for vann beregnet på menneskelig forbruk er henholdsvis 5,6 mg N/l (25 mg NO<sub>3</sub>/l) og 11,3 mg N/l (50 mg NO<sub>3</sub>/l), og utgjør ytterligere to konsentrasjonsintervaller. Forhøyede nitratnivåer skyldes utelukkende menneskelige aktiviteter, særlig bruken av nitrogenholdig kunstgjødsel og husdyrgjødsel, selv om lokal forurensning fra kommunale eller industrielle kilder også kan være av betydning. Av de landene som har levert data synes det som om Slovenia har de høyeste nitratkonsentrasjonene i grunnvannet, med mer enn 5,6 mg N/l på 50 % av prøvestedene. Nivået på 5,6 mg N/l overstiges på 25 % av prøvestedene i åtte land, og i ett land (Romania) overstiger 35 % av prøvestedene 11,3 mg N/l.

Kart 9.5 gir en oversikt over de regioner i Europa hvor grunnvannet inneholder høye nitratkonsentrasjoner.

Overvåkingsdata viser varierende trender i mange vesteuropeiske land på 1990-tallet (tabell 9.1). I noen land synes det ikke å ha vært noen videre økning i nitratkonsentrasjonene i løpet av denne korte perioden, men det er sannsynligvis for tidlig å konkludere med at situasjonen er i ferd med å stabilisere seg.

##### **9.4.2. Plantevernmidler**

Omtrent 800 aktive stoffer er registrert for bruk i Europa, men i praksis er det kun et lite antall av disse som brukes. Effektiv overvåking av plantevernmidlerrester i miljøet er komplisert og dyrt. Selv om produsentene ved registrering av et stoff framlegger analysemetoder, er økonomi og analysekapasitet faktorer som i mange land begrenser produksjonen av detaljert kvantitativ informasjon.

Mange plantevernmidler er ikke funnet i grunnvannet av den enkle grunn at det ikke er gjort forsøk på å finne dem. Dersom man leter etter et plantevernmiddel, finner man det ofte (se boks 9.2), selv om konsentrasjonen kanskje ligger under drikkevannsdirektivets tillatte maksimalkonsentrasjon på 0,1 µg/l (80/778/EØF).

Atrazin og simazin er de plantevernmidlene som oftest blir funnet i grunnvannet (tabell 9.2). Atrazin er funnet i konsentrasjoner over 0,1 µg/l på mer enn 25 % av prøvestedene i Slovenia og mellom 5 % og 25 % av prøvestedene i Østerrike, regionalt i Frankrike og i Storbritannia. Desetylatrazin i høyere konsentrasjoner enn 0,1 µg/l ble funnet på 5-25 % av prøvestedene i Østerrike og Tyskland og på mer enn 25 % av stedene i Slovenia.

En ny undersøkelse som dekket fire EU-land ga et lignende bilde (Isenbeck-Schröter m.fl.. 1997). Igjen ble atrazin funnet relativt ofte i prøver fra alle de fire landene, i 22 % av prøvene tatt i Frankrike og i 9 % av prøvene fra Storbritannia. Også bentazon ble funnet i relativt mange prøver tatt i Storbritannia (15 %). Atrazin, simazin og bentazon er bredspektrede ugressmidler som er i vanlig bruk i landbruk, industri og husholdninger. Mange land innfører nå strenge begrensninger på bruken av disse stoffene.

---

**Kart 9.4 Nitratkonsentrasjoner i grunnvannet**

---

**Kilde:** EEA-ETC/IW

---

**Kart 9.5 Regioner med høye nitratkonsentrasjoner i grunnvannet**

---

**Merknad:** Kartet er basert på kart levert av de nasjonale knutepunktene

**Kilde:** EEA-ETC/IW

**Tabell 9.1 Nitrat i grunnvannet, endring fra begynnelsen til midten av 1990-tallet**

|               | Antall steder | Økning i % | Uendret i % | Nedgang i % |
|---------------|---------------|------------|-------------|-------------|
| Østerrike     | 979           | 13         | 72          | 15          |
| Danmark       | 307           | 26         | 61          | 13          |
| Finland       | 40            | 27         | 43          | 30          |
| Tyskland      | 3741          | 15         | 70          | 15          |
| Storbritannia | 1 025         | 8          | 80          | 12          |

**Kilde:** EEA-ETC/IW**Tabell 9.2 Plantevernmidler funnet på prøvesteder i enkelte europeiske land**

|   | AT              | DK             | FR           | DE              | ES          | LU        | NO          | UK           | CZ         | SK          | SL           | sum |
|---|-----------------|----------------|--------------|-----------------|-------------|-----------|-------------|--------------|------------|-------------|--------------|-----|
| Prosent av prøvesteder med plantemiddelkonsentrasjoner > 0,1µg/l.<br>(I parentes: antall prøvesteder) |                 |                |              |                 |             |           |             |              |            |             |              |     |
| Atrazin   | 16.3<br>(1 666) | 0.9<br>(1 006) | 8.2*<br>(85) | 4.3<br>(12 101) |             | 0<br>(28) |             | 13*<br>(355) |            |             | 32.1<br>(84) | 7   |
| Simazin   | 0.2<br>(1 248)  | 0.5<br>(1 006) | 0*<br>(81)   | 0.9<br>(11 437) |             | 0<br>(28) |             |              |            |             | 4.8<br>(84)  | 6   |
| Lindan  |                 |                | 0*<br>(72)   | 0.2*<br>(994)   | 0*<br>(116) |           |             |              | 0<br>(215) | 25<br>(8)   |              | 5   |
| Desetylatrazin  | 24.5<br>(1 666) | 1.4<br>(292)   |              | 7.5<br>(10 972) |             |           |             |              |            |             | 47.6<br>(84) | 3   |
| Heptaklor   |                 |                | 0*<br>(72)   |                 | 0*<br>(4)   |           |             |              |            | 0<br>(12)   |              | 3   |
| Metolaklor  | 1.1<br>(1 248)  |                |              |                 |             | 0<br>(28) |             |              |            |             | 4.8<br>(84)  | 3   |
| Bentazon  |                 |                |              |                 |             | 0<br>(28) | 80<br>(5)   |              |            |             |              | 2   |
| DDT   |                 |                |              |                 |             |           |             |              | 0<br>(215) | 0<br>(12)   |              | 2   |
| Diklorprop  |                 | 1.4<br>(1 006) |              |                 |             |           | 83.3<br>(6) |              |            |             |              | 2   |
| Methoksyklor  |                 |                |              |                 |             |           |             |              | 0<br>(206) | 8.3<br>(12) |              | 2   |
| MCPA  |                 | 0.2<br>(1 006) |              |                 |             |           | 100<br>(2)  |              |            |             |              | 2   |
| Desisopropylatrazin   | 1.3<br>(1 666)  | 1.4<br>(292)   |              |                 |             |           |             |              |            |             |              | 2   |
| Heksazinon  |                 | 0.4<br>(277)   |              | 2.6*<br>(2 234) |             |           |             |              |            |             |              | 2   |

**Merknad:** \* Opplysningene dekker bare noen av landets regioner**Kilde:** EEA-ETC/IW

Selv om bare en liten prosent av prøvestedene overskrider tillatte maksimalkonsentrasjoner, kan svært mange inneholde lavere konsentrasjoner. Tillatt maksimalkonsentrasjon er en operativ indikator fastsatt på grunnlag av påvisningsgrensene i tidligere analysemetoder. Den gir ingen opplysninger om helse- eller miljøfare. Etter hvert som analysemetodene forbedres, kan plantevernmidler oppdages ved stadig lavere konsentrasjoner. Opplysninger om lave konsentrasjoner kan gi et mer detaljert bilde og en mer pålitelige trendanalyse. Den stadige utvaskingen av plantevernmidler til grunnvannet gjør at det kreves fortsatt innsats for å sikre at denne livsviktige ressursen beskyttes.

**Boks 9.2 Plantevernmidler i grunnvann og overflatevann i Danmark**

Det danske programmet for grunnvannsovervåking tester rutinemessig for åtte plantevernmidler. Ett eller flere plantevernmidler ble påvist i 12 % av prøvene, og tillatt maksimalkonsentrasjon (MAC) ble overskredet i 4 % (GEUS 1997). Stoffene som oftest ble funnet var atrazin, simazin, diklorprop og meklorprop.

På grunn av plantevernmidlenes store geografiske utbredelse i det danske grunnvannet, er overvåkingsprogrammet nylig blitt utvidet til å omfatte 105 plantevernmidler. Resultater fra 517 prøvene som er representative for Danmark viser forekomster av 35 av disse plantevernmidlene eller deres metabolitter, og 22 av dem overskrider MAC i 13 % av prøvene.

Opplysninger om plantevernmidelforurensning av overflatevann er begrenset i forhold til opplysningene som finnes for grunnvann. På den danske øya Fyn, som har et svært intensivt jordbruk, viste årlige målinger av elvekvaliteten på omtrent 900 steder at antallet episoder med akutt forgiftning av dyrelivet i elvene hadde økt betydelig mellom 1984 og 1995.

For å undersøke dette ytterligere ble 84 vannprøver tatt i 1994 og 1995 av seks elver fra tre ulike typer nedslagsområder (skog, jordbruk og blandet) (Pedersen 1996). Tjuefem ulike stoffer ble påvist i konsentrasjoner over påvisningsgrensen, som for de fleste stoffene er 0,05-0,1 µg/l. De høyeste konsentrasjonene ble funnet om våren og høsten, noe som falt sammen med med bruken av plantevernmidler på jordene. Nivåene var høyere i elver i jordbruksområder og i områder med blandet nedslagsfelt enn i elver i skogsområder. Maksimalkonsentrasjonen av et enkelt stoff var 7 µg/l og MAC av samlet mengde plantevernmidler på 0,5 µg/l, som fastsatt i Rådskdirektiv 80/778/EØF, ble overskredet i rundt 35 % av prøvene tatt fra elver i jordbruksområder og blandet nedslagsfelt.

**9.4.3. Andre former for forurensning**

Det er rapportert at tungmetallforurensning av grunnvannet er et problem i 10 land (Bulgaria, Estland, Frankrike, Ungarn, Moldova, Romania, Den slovakiske republikk, Slovenia, Spania og Sverige) av de 22 landene som leverte opplysninger (EEA 1998a). Tungmetallene kommer i all hovedsak fra punktkilder som fyllplasser, gruvedrift og industriutslipp (se punkt 11.2 for detaljer om forurenset grunn).

Hydrokarboner er en betydelige forurensningskilde for grunnvannet i Estland, Frankrike, Tyskland, Ungarn, Litauen, Moldova, Romania, Den slovakiske republikk og Storbritannia, og klorerte hydrokarboner i Østerrike, Frankrike, Tyskland, Ungarn, Romania, Den slovakiske republikk, Slovenia, Spania og Storbritannia. Klorerte hydrokarboner er relativt vanlig forekommende i grunnvannet i Vest-Europa, mens hydrokarboner, og særlig mineraloljer, skaper alvorlige problemer i Øst-Europa. Forurensningskildene er stort sett de samme punktkildene som for tungmetaller. Petrokjemiske fabrikker og militæranlegg bidrar også til hydrokarbonforurensning av grunnvannet. Punktkildene for forurensningen er generelt kun en fare for begrensede områder av grunnvannet.

**9.5. Elvekvalitet****9.5.1. Vurdering av elvekvalitet**

Mange europeiske land foretar kvalitetsvurderinger av elver, og resultatene rapporteres i form av ulike tilstandsklasser. Antallet klasser, parametre som måles, beregningsmetode og grunnlaget for klassifiseringen (fysisk-kjemiske, biologiske eller fysiske karakteristikk) kan variere fra land til land. Ettersom det ikke er etablert et harmonisert overvåkingsprogram for hele Europa, er data fra de nasjonale vurderingene slått sammen ved å bruke de fire klassene nevnt i boks 9.3.

**Boks 9.3 Kriterier for klassifisering av elvekvalitet**

God kvalitet: elveløp med næringsfattig vann, lavt innhold av organisk materiale, mettet på oppløst oksygen, rikt på virvelløse dyr og egnet gyteområde for laksefisker.

Mindre god: elveløp med moderat organisk forurensning og innhold av næringsstoffer, gode oksygenforhold, rik flora og fauna, stor fiskebestand.

Nokså dårlig kvalitet: elveløp med stor organisk forurensning, generelt lave oksygenkonsentrasjoner, lokale anaerobe sedimenter, i perioder store forekomster av organismer som tåler et oksygenfattig miljø, lav eller fraværende fiskebestand, periodisk fiskedød.

Dårlig kvalitet: elveløp med meget stor organisk forurensning, lange perioder med svært lite eller intet oksygeninnhold i vannet, anaerobe sedimenter, stor gifttilførsel, mangel på fisk.

**Merknad:** Biologiske klassifiseringer ble brukt for informasjon fra Østerrike, Belgia (Flandern), Danmark, Tyskland og Irland, og fysisk-kjemiske klassifiseringer for flestparten av de øvrige landene. For noen land, som Den slovakiske republikk og Norge, er det brukt en kombinasjon av fysisk-kjemisk og mikrobiologisk klassifisering.

Minst 70 % av overvåkingsstasjonene eller strekningene av undersøkte eller klassifiserte elver klassifiseres som god i Østerrike, Irland, Norge og Storbritannia. I Frankrike og Romania er mer enn 50 % av elvene av god kvalitet, mens mer enn 50 % av elvene er av mindre god kvalitet i Bosnia-Hercegovina, Tyskland, Litauen og Slovenia. Mer enn 25 % av elvene i Belgia, Bulgaria, Bosnia-Hercegovina, Den tsjekkiske republikk, Danmark, Den tidligere jugoslaviske republikken Makedonia, Litauen, Polen og Den slovakiske republikk har nokså dårlig eller dårlig kvalitet. Verst kvalitet ser elvene i Den slovakiske republikk ut til å ha, hvor mer enn 90 % av elvene klassifiseres som dårlige. Det finnes ikke noe sammenhengende geografisk mønster når det gjelder forbedring eller forringelse av elvekvaliteten, og de store ulikhetene mellom nasjonale trender gjør det umulig å se noen klar generell utvikling.

### **9.5.2. Organisk materiale i elvene**

Vannets innhold av organisk materiale måles vanligvis som biokjemisk oksygenforbruk (BOD) og/eller som kjemisk oksygenforbruk (COD). BOD og COD er ikke direkte sammenlignbare, ettersom COD også tar hensyn til fraksjoner av organisk materiale som ikke umiddelbart oksideres av biologiske mekanismer.

---

#### **Kart 9.6 Organisk materiale i europeiske elver 1994-96**

---

Årlige gjennomsnittskonsentrasjoner av organisk materiale i elver

**Kilde:** EEA-ETC/IW



I uberørte elver er typiske BOD- og COD-verdier under henholdsvis 2 mg O<sub>2</sub>/l og 20 mg O<sub>2</sub>/l. I 1992-96 hadde 35 % av alle elvestasjonene et gjennomsnittlig årlig BOD på mindre enn 2 mg O<sub>2</sub>/l, og 11 % hadde et gjennomsnittlig BOD over 5 mg O<sub>2</sub>/l, som er tegn på betydelig organisk forurensning. I de nordiske land måles vanligvis organisk materiale bare i COD, og nivåene er vanligvis lave. I resten av Europa forekommer BOD over 5 mg O<sub>2</sub>/l, særlig i elver som er tungt belastet av mennesker og industri.

Den viktigste kilden til organisk forurensning av elver er avløpsvann. Det organiske materialet i avløpsvannet er lett nedbrytbart og ettersom nedbrytingsprosessen krever oksygen, kan det forekomme deoksidasjon, som berører livet i vannet. Under nedbrytingen frigjøres ammonium, som, omdannet til ammoniakk, er giftig for fisk. Konsentrasjonene av organisk materiale, oksygen og ammonium er derfor gode indikatorer på organisk forurensning.

Konsentrasjonen av organisk materiale i europeiske elver har gått ned siden 1975-81, særlig i de mest forurensede elvene (kart 9.6). Det har vært betydelige reduksjoner i de landene som tidligere hadde de høyeste nivåene, som for eksempel Belgia, Bulgaria, Den tsjekkiske republikk, Den tidligere jugoslaviske republikken Makedonia, Ungarn og Latvia. Dette skyldes bedre rensing av offentlig kloakk og industriavfall. Forbedringer når det gjelder oksygenkonsentrasjonene i Europas elver, særlig hvor oksygenforholdene var verst, har skjedd i takt med nedgangen i konsentrasjonene av organisk materiale.

De generelle forbedringene både når det gjelder innhold av organisk materiale og konsentrasjoner av oppløst oksygen skjuler komplekse lokale mønstre, som beskrevet i detalj av Det europeiske miljøbyrået (EEA 1998b). Trendene er forskjellig fra region til region (se boks 9.1), avhengig av opprinnelig tilstand, som vist i figur 9.5. I vesteuropeiske land er antallet funn av dårlig kvalitet gått ned, og antallet funn av god kvalitet økt. I de nordiske land er elver av dårlig kvalitet fremdeles sjeldne. I Sør-Europa er situasjonen noenlunde stabil, med mange elver som fremdeles er av dårlig kvalitet. Øst-Europa har en tilsvarende situasjon, selv om det har vært en viss nedgang i antall steder med dårlig kvalitet.

Ammoniuminnholdet i uberørte elver er typisk 0,05 mg N-NH<sub>4</sub>/l. Denne verdien overskrides i de fleste elver i Europa: ved 92 % av stasjonene er årlige gjennomsnittlige konsentrasjoner høyere og ved 78 % av stasjonene er maksimalkonsentrasjonen høyere.

Trendene for ammoniumkonsentrasjoner er ganske lik det som ble rapportert for organisk materiale. I Vest-Europa og i de nordiske land (se figur 9.6) ses en forbedring av elver med høye ammoniumkonsentrasjoner og en forverring av de med lave ammoniumkonsentrasjoner. I Sør-Europa forverres den generelle situasjonen sakte men sikkert, og i Øst-Europa går andelen steder av både god og dårlig kvalitet ned.

### 9.5.3. *Næringsstoffer i elvene*

Fosfor og nitrogen i elvene kan forårsake eutrofiering med stor tilgroing og stor produksjon av planteplankton eller fastsittende alger med påfølgende nedbryting av oksygenet i innenlandsvann og hav.

**Figur 9.5 Organisk materiale i europeiske elver, i prosent av stasjoner etter konsentrasjonsnivå**

|               |
|---------------|
| Vest-Europa   |
| Nordiske land |
| Sør-Europa    |
| Øst-Europa    |

**Kilde:** EEA-ETC/IW

Nitrogenforbindelser kan også være direkte skadelige - nitrater påvirker kvaliteten på drikkevann, og ammoniakk forbraker oksygen og er giftig for den akvatiske fauna. I uberørte områder er fosfor- og nitrogenkonsentrasjonene lave og hovedsakelig knyttet til jordbunn, underliggende bergarter og nedbør.

### **Fosfor**

Fosfor i vann måles enten som totalt eller oppløst fosfor. Selv om planter bare bruker fosfor i oppløst form, gir den totale fosforkonsentrasjon en god pekepinn på langsiktig fosfortilgjengelighet. I uberørte elver er totale fosforkonsentrasjoner vanligvis under 25 µg P/l. Naturlig forekommende mineraler kan i noen tilfeller forårsake et høyere nivå. Det er vanlig å anta at konsentrasjoner over 50 µg P/l skyldes menneskelige aktiviteter, og prøver fra mer enn halvparten av alle prøvestasjonene overskrider dette nivået. Konsentrasjoner av oppløst fosfor over 100 µg P/l kan gjøre at vannet mettes av alger og tare og vi får da en sekundær organisk forurensning. Data fra rundt 1 000 europeiske prøvestasjoner viser at bare 10 % av alle elver har en gjennomsnittlig total fosforkonsentrasjon på under 50 µg P/l (EEA 1998b).

De laveste fosforkonsentrasjonene er funnet i de nordiske land, hvor 91 % av stedene har årsgjennomsnitt under 30 µg P/l og 50 % under 4 µg P/l (kart 9.7), noe som gjenspeiler den næringsfattige jordbunnen og grunnfjellet, lav befolkningstetthet og stor nedbør. Høye fosforkonsentrasjoner er funnet i et belte som strekker seg fra Sør-England gjennom Sentral-Europa til Romania (og Ukraina). Landene i Vest- og Øst-Europa viser lignende fordelingsmønstre. Landene i Sør-Europa viser lavere verdier enn landene i Øst-Europa, noe som kan skyldes at en relativt stor del av Sør-Europas befolkning fører avløpsvannet rett ut i sjøen.

Fosforkonsentrasjonene i europeiske elver gikk kraftig ned mellom 1987-91 og 1992-96 (figur 9.7). Årsgjennomsnitt og høyeste konsentrasjon av totalfosfor og oppløst fosfor følger samme mønstre. Imidlertid viser trenden for maksimalverdiene at store konsentrasjoner kan registreres selv i områder som generelt sett er forbedret. I 1990-årene er betydelige forbedringer observert i Vest-Europa og i noen land i Øst-Europa. I de nordiske land er konsentrasjonene stort sett veldig lave. Den generelle forbedringen i Sør-Europa skyldes reduserte fosforutslipp, særlig takket være forbedret rensing av avløpsvann (figur 9.17) og redusert bruk av fosforholdige vaskemidler. Den reduserte forurensningen fra punktkildene må imidlertid følges opp med en reduksjon i landbrukets bidrag, som nå får større relativ betydning.

### **Nitrat**

Oppløst uorganisk nitrogen, særlig nitrat og ammonium, står for brorparten av totalnitrogenet i elvevann, og nitratene alene bidrar med rundt 80 % (EEA 1995). Det gjennomsnittlige nitratnivået i uberørte elver er rundt 0,1 mg N/l (Meybeck 1982), men nitrogennivåene i relativt uforurensede europeiske elver spenner fra 0,1 til 0,5 mg N/l på grunn av store avsetninger av atmosfæriske nitrogen (EEA 1995).

**Figur 9.6 Ammonium i europeiske elver, i prosent av stasjoner etter årlig maksimalt konsentrasjonsnivå**

---

Vest-Europa  
 Nordiske land  
 Sør-Europa  
 Øst-Europa

**Kilde:** EEA-ETC/IW

Bortsett fra elvene i de nordiske land, hvor konsentrasjonene på 70 % av prøvestedene ligger under 0,3 mg N/l, har 68 % av prøvestedene i alle europeiske elver i perioden 1992-96 årsmiddelkonsentrasjonen over 1 mg N/l. Konsentrasjonstopper over 7,5 mg N/l ble observert på rundt 15 % av prøvestedene. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i den nordlige delen av Vest-Europa, noe som skyldes det intensive jordbruket her. Høye konsentrasjoner forekommer også i Øst-Europa, mens Sør-Europa vanligvis har lavere konsentrasjoner.

Hovedkilden for nitrater er vanligvis diffus forurensning fra jordbruket (figur 9.15). Utvasking fra jordbruket er svært nedbørsavhengig. Nitratkonsentrasjonene varierer fra år til år på grunn av de klimatiske forhold, og observerte endringer i 1990-årene gjenspeiler ikke nødvendigvis endringer i menneskelige aktiviteter.

I perioden mellom 1970 og 1985 økte nitratkonsentrasjonene ved 25-50 % av stasjonene fra 1 % til 10 % per år. Etter 1987-91 har antallet steder med forbedret kvalitet blitt oppveid av antallet steder med forverret kvalitet.

---

**Kart 9.7 Fosfor i europeiske elver, 1994-96**

---

Årlig gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon i elver

**Kilde:** EEA-ETC/IW



I tett befolkede områder, særlig i Vest- og Sentral-Europa, er en stor del av innsjøene påvirket av menneskelige aktiviteter og har derfor et relativt høyt fosforinnhold.

Det har vært en generell forbedring av miljøkvaliteten i innsjøer i løpet av de siste tiårene (figur 9.10). Andelen innsjøer med høyt fosforinnhold er gått ned, mens antallet innsjøer med nær naturlig kvalitet (under 25 µg P/l) har økt.

Selv om kvaliteten på europeiske elver synes å bli gradvis forbedret, er vannkvaliteten i mange innsjøer i store deler av Europa fremdeles dårlig og langt under kvaliteten i naturlige innsjøer eller innsjøer i god økologisk forfatning. Ytterligere handling er nødvendig for å forbedre den generelle situasjonen, herunder tiltak for å beskytte innsjøer av høy økologisk kvalitet mot fosforutslipp fra landbruket, skogbruket og dårlig arealforvaltning.

### 9.7. Utslippstrender

De forurensende stoffene som påvirker innsjøene – organisk materiale som forbruker oksygenet i vannet, næringsstoffer som forårsaker eutrofiering, tungmetaller, plantevernmidler og andre giftige stoffer – kommer fra en lang rekke menneskelige aktiviteter. Kommunalt avløpsvann, flom, industri og landbruk bringer alle med seg forurensning. En stor del av utslippene til overflatevann kommer fra lett identifiserbare punktkilder som renseanlegg for avløpsvann eller fra industriavløp.

---

#### Kart 9.8 Nitrat i europeiske elver, 1994-96

---

|   |
|---|
| Årlig gjennomsnittlig total nitratkonsentrasjon i elver |
|---|

Kilde: EEA-ETC/IW

Jordbruket er den viktigste diffuse kilden til forurensning av grunnvannet. Enkelte forurensende stoffer kommer inn i det akvatiske miljø gjennom avsetninger fra atmosfæren.

### 9.7.1. Fosfor

Mesteparten av fosforforurensningen kommer fra punktkilder, som ofte står for mer enn 50 % av fosforutslippene (figur 9.11). Disse inkluderer industrikilder og urbant avløpsvann. Menneskelig avfall er rikt på fosfor og nitrogen, og mange vaskemidler som brukes i husholdningene har høyt fosforinnhold.

Fosforutslippene går ned i flere deler av Europa. Nasjonale utslippsregistre og resultater av prøver tatt fra nedbørfeltet til store elver viser en reduksjon på rundt 30-60 % siden midten av 1980-tallet (figur 9.13). Utslipp fra industrien i Danmark og Nederland er gått ned med 70-90 %. Ikke desto mindre er det menneskeskapte bidraget til fosforutslipp generelt mye høyere enn det fra naturlige kilder i mesteparten av Europa. Ytterligere reduksjoner i fosforutslippene fra punktkilder og diffuse kilder er nødvendig for å bekjempe eutrofiering.

#### *Fosfor fra vaskemidler*

Vaskemidler er en betydelig kilde til fosfor i kommunalt avløpsvann. For å redusere utslippene har fosforinnholdet i vaskemidler blitt redusert, dels er fosfor blitt erstattet med andre stoffer. I Italia og Sveits er fosfor i vaskemidler forbudt, og andre land (f.eks. Tyskland, Nederland, de skandinaviske land) har frivillige avtaler med vaskemiddelindustrien om utfasing av fosfatholdige vaskemidler. I det tidligere Vest-Tyskland er fosfor i vaskemidler redusert med 94 % siden 1975. Resultatet av slike tiltak har vært en betydelig reduksjon i utslippene av fosfor til det akvatiske miljø.

#### *Fosfor fra industrien*

Noen store industrianlegg, særlig produsenter av fosforholdig kunstgjødsel, slipper ut fosformengder som tilsvarer de samlede utslippene fra små land. Utslippene fra slike anlegg er betydelig redusert (se figur 9.13) som følge av forbedret teknologi og rensing av avløpsvann.

#### *Fosfor fra landbruket*

Landbruket er en betydelig kilde til fosforforurensning i mange land. Til tross for en 42 % nedgang i bruken av fosfatholdig kunstgjødsel i EU siden 1972, øker fremdeles fosforinnholdet i jordbunnen. Fosforoverskuddet fra landbruket (differansen mellom tilførsel og produksjon) er beregnet til rundt 13 kg per hektar per år i EU (Sibbesen & Runge-Metzger 1995). Nederland, Belgia, Luxembourg, Tyskland og Danmark har størst fosforoverskudd. Et slikt overskudd øker faren for at forurensningen overføres fra jordbruksland til vann og vassdrag.

**Figur 9.8 Gjennomsnittlig nitrat i % av stasjoner etter konsentrasjon**

|             |               |
|-------------|---------------|
| Vest-Europa | Nordiske land |
| Sør-Europa  | Øst-Europa    |

**Merknad:** Data for 30 land

**Kilde:** EEA-ETC/IW

Fosfortilførsler fra gårder og utvasking av husdyrgjødsel som spres i løpet av eller før regnvær er også en betydelig årsak til fosforforurensning. Erosjon kan også gi et betydelig bidrag i enkelte regioner.

### 9.7.2. Nitrogen

Nitrogenforurensningen domineres vanligvis av diffuse kilder, særlig landbruket (figur 9.14). Nitrat er svært mobilt i jord og kan lett vaskes ut i grunnvann eller overflatevann.

Nitrat som er vasket ut av jordbruksland er en betydelig årsak til eutrofiering av sjøen (se punkt 10.2). Det samlede forbruket av nitrogen i kunstgjødsel og husdyrgjødsel har økt i takt med intensivering av jordbruket (se figur 8.6). Mye av nitrogenet som tilføres forsvinner ikke når avlingen høstes – noe går opp i atmosfæren som harmløst N<sub>2</sub>, men noe vaskes ut til grunnvann eller overflatevann og kan forårsake problemer i det akvatiske miljø.

Nitrogenbalansen, det vil si differansen mellom samlet tilførsel (kunstgjødsel, husdyrgjødsel, avsetninger fra atmosfæren, nitrogenbinding) og samlet produksjon (innhøstet avling) er en avgjørende faktor i forbindelse med utvasking.

---

#### Organisk materiale, nitrat og totalfosfor i store europeiske elver Figur 9.9

---

|        |       |
|--------|-------|
| Wisla  | Oder  |
| Rhinen | Donau |
| Po     | Duero |

**Kilde:** EEA-ETC/IW og Phare Topic Link

## 200 Europas miljø

Studier av nitrogenbalansen i jordbruksarealer i EU viser at overskuddet (differansen mellom tilførsel og produksjon) varierer fra over 200 kg N/ha/år i Nederland til mindre enn 10 g N/ha/år i Portugal (figur 9.15). Generelt gir økt tilførsel økt overskudd, og eventuelt økt utvasking. Mange andre faktorer, herunder jordtype, klima og landbrukspraksis (avlingstype, mengde og behandling av naturgjødsel, brakklegging osv.) er også viktig i forhold til utvaskingen av nitrogen.

I mange regioner gir også punktkilder et betydelig bidrag til nitrogenforurensningen. Dersom metoder for rensing av nitrogen i avløpsvannet (figur 9.17) tas i bruk i større grad slik at mer av nitrogenet fjernes, vil landbruket bli en enda mer dominerende årsak til nitrogenforurensning. Nitrogenforurensningen kan bare reduseres dersom landbruket vesentlig reduserer sitt bidrag.

### ***Rensing av kommunalt avløpsvann***

Tradisjonelle renselanlegg for kommunalt avløpsvann tok i utgangspunktet sikte på å redusere innholdet av organisk materiale, mens innholdet av næringsstoffer i stor grad forble uendret. Med moderne renseteknikker fjernes også en betydelig del av næringsstoffene.

---

### **Kart 9.9 Fosforkonsentrasjoner i europeiske elver og reservoarer**

---

**Merknad:** Antall innsjøer per land: AT(26), BG(4), CH(22), DE(~300), DK(28), EE(156), ES(96), FI(70), FR(27), HU(4), IE(18), IT(7), IV(10), MK(3), NL(112), NO(401), PL(290), PT(18), RO(33), SE(2992), SL(4), UK(66).

**Kilde:** EEA-ETC/IW



I dag varierer prosentandelen av befolkningen som er tilknyttet et kloakkrenseanlegg fra 50 % i Sør- og Øst-Europa til rundt 80 % i Nord- og Vest-Europa (figur 9.16).

Behandlingen av kommunalt avløpsvann i Europa er blitt betydelig forbedret i løpet av de siste 10-15 årene, særlig i Sør-Europa. En større del av befolkningen er tilknyttet renseanlegg og rensnivået er hevet. I Øst- og Sør-Europa har det vært en uttalt endring fra primær (mekanisk) til sekundær (biologisk) rensing. I Vest- og Nord-Europa har bruken av tertiær rensing, vanligvis med fjerning av fosfor, økt i løpet av det siste tiåret.

### 9.7.3. Tungmetaller og andre giftstoffer

Problemet med forurensning forårsaket av tungmetaller og andre giftstoffer har vært kjent i mange år (se kapittel 6).

Tiltak truffet i de nordiske land og ellers i Vest-Europa har gitt en betydelig reduksjon i utslippene av tungmetaller til både ferskvann og saltvann (figur 9.17).

Plantevernmidler som går inn i det akvatiske miljø kan påvirke de biologiske samfunnene og begrense bruken av vann som drikkevann.

Bruken av plantevernmidler per hektar jordbruksland varierer svært mye mellom de europeiske landene. I 1985-91 var forbruket lavest i de nordiske land, middels i Øst-Europa og høyest i Sør- og Vest-Europa (EEA 1995). Forbruket var høyest i Nederland. Typen plantevernmiddel som brukes avhenger av klimatiske forhold og type avling. I nord- og sentraleuropeiske land dominerer ugressmidler (målt som mengde aktive ingredienser), mens insektmidler og soppmidler dominerer i sør- og vesteuropeiske land.

Salget av plantevernmidler har generelt gått ned i løpet av de siste 10 årene (figur 9.18). I løpet av denne perioden er det utviklet nye og mer effektive plantevernmidler med samme biologiske effekt ved bruk av langt mindre doser. Den observerte nedgangen i salget av plantevernmidler betyr derfor ikke nødvendigvis en nedgang i faktisk beskyttelsesnivå for avlingene, og nedgangen i miljøkonsekvensene kan være svakere enn det nedgangen i salgstallene skulle tilsi.

**Figur 9.10 Endringer over tid i fordelingen av fosfor i utvalgte europeiske innsjøer**

Fosforkonsentrasjonsklasser

**Merknad:** For å unngå at innsjøene i Danmark og Finland skal få uforholdsmessig stor betydning, er disse vektet med faktorer på henholdsvis 0,25 og 0,1. Antall innsjøer per land: AT(3), CH(2), CZ(1), DE(4), DK(20), FI(70), FR(1), IE(3), IT(1), LV(2), NL(2), NO(3), PO(1), SE(9), SL(1).

**Kilde:** EEA - ETC/MC

**Figur 9.11 Fosforutslipp etter kilde**

**Merknad:** Avsetninger fra atmosfæren er kun hensyntatt i noen av nedbørfeltene. De nedre søylene har høyest andel forurensning fra punktkilder.

**Kilde:** sammenstilt av EEA-ETC/IW på grunnlag av miljøtilstandsrapporter: Windolf 1996, Svensk EPA 1994, Umweltbundesamt 1994, BMLF 1996, Ibrekk m.fl. 1991, Italias miljøvernministerium 1992

Visse nyutviklede stoffer virker imidlertid mer selektivt mot målorganismene og har følgelig svakere innvirkning på miljøet.

I mange land foretrekkes stadig oftere mikrobiologiske komponenter som bakterier, sopp eller virus for skadedyrbekjemping framfor kjemiske stoffer, særlig i drivhus. Disse metodene er imidlertid ikke særlig utbredt (i Danmark utgjør f.eks. salget av mikrobiologiske plantevernmidler mindre enn 1 % av totalsalget), men dette vil sannsynligvis øke i framtiden.

Ytterligere vekst i organisk landbruk, som unngår alle syntetiske kjemiske stoffer i bekjempingen av skadedyr, forventes å bidra til å redusere tilførselen av plantevernmidler til miljøet.

### 9.8. Retningslinjer og tiltak for å beskytte og forvalte Europas vannressurser

I løpet av de siste 25 årene er en rekke omfattende politiske initiativer og tiltak utarbeidet for å beskytte og forvalte vannressursene i Europa. Blant disse er EUs Femte handlingsprogram for miljø, Handlingsplanen for Donau, Handlingsplanen for Rhinen og Konvensjonen om vern og utnyttelse av grenseoverskridende vassdrag og internasjonale innsjøer.

Tabell 9.3 viser de viktigste målsetningene for disse programmene, hvordan tiltakene er satt i forbindelse med målene (der slike er fastsatt) og hvilken framgang som er oppnådd etter *Dobris*-rapporten. En rekke internasjonale avtaler, handlingsplaner og konvensjoner om Østersjøen, Nordsjøen, Svartehavet og Middelhavet (se kapittel 10) har viktige implikasjoner for forvaltningen av elver som renner ut i disse havene.

Som for de andre områdene omtalt i denne rapporten, avhenger suksessen ved politiske tiltak for vann og vassdrag av om disse blir effektivt gjennomført. Det foreslåtte rammedirektivet for vann (se under) bør, dersom det gjennomføres konsekvent i hele EU, føre til betydelige forbedringer i vannkvaliteten og bærekraftig forvaltning av vannressursene. Resten av dette punktet behandler en rekke konkrete initiativer i EU, i Sentral- og Øst-Europa og de nye, uavhengige statene.

---

**Figur 9.12 Endringer i fosforutslippene siden midten av 1980-tallet**

---

**Kilder:** RIVM 1995, Miljøstyrelsen 1996, Windolf 1996, SFT 1996, Data for Storbritannia fra WRC

---

**Figur 9.13 Fosforutslipp fra enkelte store industriselskaper**

---

**Merknad:** Samlede utslipp i Danmark er tatt med for sammenligningens skyld  
**Kilder:** Selskapenes hjemmesider på Internett, Windolf 1996.

---

**Figur 9.14 Nitrogenutslipp etter kilde**

---

**Merknad:** Avsetninger fra atmosfæren er kun vurdert for noen nedbørfelt.  
Naturlig belastning er inntatt i landbruk for nederlandske elver. De nedre søylene har høyest andel forurensning fra landbruket  
**Kilder:** Windolf 1996, Svensk EPA 1994, Umweltbundesamt 1994, BMLF 1996, Ibrek m.fl. 1991, Italias miljøministerium 1992, RIVM 1992, Löfgren & Olsson 1990.

**Den europeiske unions politikk****a) Vannforbruk**

Den europeiske union har få tiltak som spesifikt går på vannforbruk. Imidlertid bør *fellesskapsordningen for tildeling av miljømerke* (Forordning 880/92), hvis ett av målene er å begrense forbruket av naturlige ressurser, og Handlingsprogrammet for integrert vern og forvaltning av grunnvannet bidra til å oppnå en bedre balanse mellom bruken av og tilgangen på grunnvann.

Et av målene i det foreslåtte *Rammedirektivet for vann* (COM(97) 49 endelig) er å sikre at prisen på vann i større grad gjenspeiler de økonomiske kostnadene, herunder miljøkostnadene og kostnadene ved ressursforringelse og for å levere de nødvendige tjenester.

**b) Vannkvalitet**

*Drikkevannsdirektivet* (80/778/EØF) fastsetter standardene beskrevet i punkt 9.4. En politikk for å forbedre vannkvaliteten kan ikke bare fokusere på kontroll av utslipp fra husholdninger, landbruk og industri, men må også beskytte vannets særlige bruksområder. Følgende tiltak og forslag (i perioden 1992-95) er særlig innrettet på de sektorene som bidrar mest til vannforurensning:

- *Direktivet om rensing av avløpsvann fra byområder* (91/271/EØF), som fastsetter minimumsstandarder for innsamling, behandling og utslipp av avløpsvann (kloakk og industriavløp) fra byområder. Kravene skal gjennomføres gradvis fra 1998 til 2005.
- *Nitratdirektivet* (91/676/EØF), som går ut på å redusere eller forebygge forurensning av vann som skyldes bruk og lagring av uorganisk gjødsel og kunstgjødsel på jordbruksland. Medlemsstatene er pålagt å identifisere soner som er sårbare for nitrat og utarbeide og gjennomføre handlingsprogrammer for beskyttelse av disse innen 1995. Europakommisjonen har nylig gitt ut en rapport som avslører medlemsstatenes svake innsats når det gjelder å gjennomføre dette direktivet.
- Forslaget om et *Handlingsprogram for EU for integrert vern og forvaltning av grunnvannet* (COM(96) 315 endelig), vedtatt av Kommisjonen i august 1996, og forslaget om et *Rammedirektiv for vann* (COM(97) 49 endelig) av februar 1997, som har til hensikt å beskytte grunnvannet, vann og vassdrag,

---

**Figur 9.15 Nitrogenbalansen i jordbunnens overflate på jordbruksarealer i EU, 1993**

---

|               |
|---------------|
| Nederland     |
| Belgia        |
| Luxembourg    |
| Danmark       |
| Italia        |
| Tyskland      |
| Frankrike     |
| Hellas        |
| Irland        |
| Storbritannia |
| Spania        |
| Portugal      |

**Merknad:** Tilførsel inkluderer kunstgjødsel og husdyrgjødsel. Produksjon inkluderer avling. Landene øverst på grafen har høyest årlig overskudd per hektar.

**Kilde:** Eurostat 1997

---

**Figur 9.16 Rensing av avløpsvann i regioner i Europa mellom 1980-85 og 1990-95**

---

|                   |
|-------------------|
| % av befolkningen |
| Nord              |
| Vest              |
| Øst               |
| Sør               |

**Merknad:** Kun land med data fra begge periodene er tatt med i analysen. Antallet land er oppgitt i parentes.

Kilde: EEA-ETC/IW

## 204 Europas miljø

elvemunninger, kystfarvann og sjøvann utgjør rammeverket for hele vannpolitikken. I henhold til dette rammedirektivet skal medlemsstatene forberede et tiltaksprogram med sikte på å oppnå «god» kvalitet i overflate- og grunnvannet før utgangen av 2010.

- Det forventes at nye reformer innen EUs felles landbrukspolitikk vil påvirke bruken av kunstgjødsel, og dermed også vannkvaliteten. Det er imidlertid ikke sikkert at vi vil klare å oppnå forholdsmessige reduksjoner i den samlede avrenningen av næringsstoffer, og vi vil til og med kunne få en økning, f.eks. i utvaskingen av nitrat fra udyrket og mer intensivt dyrket jord.
- Fellesskapsordningen for tildeling av miljømerke (se over) bør klare å redusere bruken av fosfat i vaskemidler.

### ***Landene i Sentral- og Øst-Europa og de nye, uavhengige statene***

Handlingsprogrammet for miljø i Sentral- og Øst-Europa (1993) identifiserte de viktigste problemene og fastsatte prioriteter for de neste 10 årene som gjenspeiler de begrensede tilgjengelige ressurser. Det aller viktigste var helseskader forårsaket av dårlig vannkvalitet, herunder helsevirkninger grunnet nitrat i vannet fra dårlig vedlikeholdte og konstruerte fôringsanlegg og landbruksforetak, feil bruk av kunstgjødsel og septiktanker.

Endringene i landbruket drøftet i punkt 8.3 har resultert i en betydelig nedgang i bruken av kjemikalier. Bruken av kunstgjødsel i Polen gikk ned med nær 70 % mellom 1989 og 1992. I Romania er tilførselen av næringsstoffer redusert med mer enn 50 % etter 1989.

---

**Figur 9.17 Endringer i utslippene av tungmetaller fra ulike kilder mellom ca. 1980 og ca. 1990**

---

|  |
|--|
| sum flere metaller<br>kvikksølv<br>kadmium |
|--|

**Kilder:** Industriselskapenes hjemmesider på Internett;  
IKSR 1994, RIVM 1995,  
Svensk EPA 1993, SFT  
1996, DOE 1997

---

**Figur 9.18 Samlet omsetning av plantevernmidler i EU, 1985-95**

---

|                 |
|-----------------|
| indeks 1991=0,0 |
|-----------------|

**Merknad:** Indeks basert på mengden aktive stoffer i plantevernmiddelet. EU-land, minus Belgia og Luxembourg.  
**Kilde:** ECPA 1996

Tabell 9.3 Status på områdene vannkvantitet og -kvalitet 1992-97

| Målsetninger   | Status   |
|--|--|
| <b>a) Den europeiske unions Femte handlingsprogram for miljø</b>   |  |
| <i>Kvantitative aspekter</i>   |  |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>Grunnvann og overflatevann – integrering av kriterier for ressursbevaring og bærekraftig bruk i politikken på andre områder, herunder landbruk, arealbruk, planlegging og industri.</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>Kommisjonen har vedtatt et forslag til Handlingsprogram for integrert vern og forvaltning av grunnvannet. Programmet omhandler både kvalitative og kvantitative aspekter ved forvaltning. Et av hovedområdene i programmet er integreringen av krav til vern av grunnvannet i politikken på andre områder, med særlig fokus på CAP og regionalpolitikken.</li> <li>Forslag til vanddirektiv (COM(97) 49 endelig) for å bevare ferskvann, elvemunninger, kystfarvann og grunnvann.</li> </ul>                        |
| <i>Kvalitative aspekter</i>  |  |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>Overflatevann – mot bedre økologisk kvalitet og sikring av eksisterende høy kvalitet.</li> <li>Utrede behovet for et direktiv om fosfatreduksjon.</li> <li>Utarbeide spesifikke utslippsstandarder for å fremme utviklingen av prosesser og standarder for å hindre negative virkninger på vann (ved hjelp av beste tilgjengelige teknikk (BAT) og målstandarder).</li> <li>Forslag til gradvis begrensning og erstatning av skadelige plantevernmidler.</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>Forslag om at økologisk kvalitet på overflatevann (COM593)680) tas inn i Rammedirektivet for vann.</li> <li>Revisjon av Badevannsdirektivet.</li> <li>Ingen direktiver utarbeidet; innsatsen for å redusere fosfor i urbant avløpsvann betraktet som tilfredsstillende.</li> <li>Direktivet om integrert forebygging og begrensning av forurensning (IPPC) (96/61/EØF) vedtatt. Kommisjonen vurderer hvordan Direktivet om farlige stoffer kan revideres for å kontrollere utslipp fra ikke-IPPC-anlegg.</li> </ul> |
| <b>b) Internasjonale avtaler</b>   |  |
| <b>Handlingsplan for Donau</b>   |  |
| Innen 1997:  |  |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>utarbeide nasjonale handlingsplaner for gjennomføring av Handlingsplanen for Donau,</li> <li>vedta utslippsgrenser for kunstgjødsselfabrikker, nye industribedrifter og husdyravl,</li> <li>fastsette mål for nasjonale utslippsreduksjoner for høyt prioriterte elver,</li> <li>vurdere tilførselen av næringsstoffer fra Donau til Svartehavet.</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>Hittil er kun én nasjonal handlingsplan utarbeidet.</li> <li>Ingen integrerte forvaltningsplaner er utarbeidet.</li> <li>Ingen vurdering av utslipp av næringsstoffer er foretatt.</li> </ul>   |
| Innen 2005:  |  |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>regulere lagring, håndtering og bruk av kunstgjødsel,</li> <li>miljøvennlige reformer for landbrukspolitikken,</li> <li>beste miljøvernpraksis for bruk av kunstgjødsel og plantevernmidler,</li> <li>slutføre og gjennomføre pilot- og demonstrasjonsprosjekter innenfor håndtering, lagring og disponering av naturgjødsel,</li> <li>forby fosfatholdige vaskemidler,</li> <li>investere i prioriterte renseanlegg for avløpsvann.</li> </ul>                     |  |
| <b>Handlingsplan for Rhinen</b>  |  |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>50 % reduksjon i totalt fosfor, nitrogen og andre prioriterte forurensningskomponenter innen 1995.</li> <li>90 % av kommunene tilkoplede kloakksystemer med påfølgende biologisk rensing innen 2000.</li> <li>Tilbakekomst av høyerestående vannlevende arter som tidligere fantes, f.eks. laks «Laks 2000»-prosjektet.</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>50 % fosforreduksjon oppnådd tre år tidligere enn planlagt.</li> <li>Kun 20-30 % nitrogenreduksjon forventet innen 2000.</li> <li>Diffuse kilder, særlig for nitrogen, svært vanskelige å nå, gjør det umulig å nå reduksjonsmålet på 50 %.</li> <li>For halvparten av stoffene var utslippene fra punktkilder redusert med 80-100 % før 1992.</li> <li>Kostnadene forventes å bli &gt;DM 25 mrd. og vil redusere utslippene til Nordsjøen.</li> </ul>  |

- Stadige framskritt, men fremdeles mye som må gjøres.

## 206 Europas miljø

| Målsetninger  | Status   |
|---|--|
| <b>Handlingsprogram for Elben</b>   |  |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Første handlingsprogram 1992-1995 rettet mot betydelig reduksjon av belastningene fra Elbens nedbørfelt til Nordsjøen for å oppnå nærmest naturlig økosystem og gjøre elven egnet for fiske, friluftsliv osv.</li> <li>• Langsiktig handlingprogram for 1996 og videre rettet mot ytterligere reduksjon av forurensningen av Elben.</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Betydelig forbedring av vannkvaliteten i Elben og reduksjon av tilførselen til Nordsjøen.</li> </ul>  |
| <b>Konvensjon om vern og utnyttelse av grenseoverskridende vassdrag og internasjonale innsjøer</b>  |  |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Å forhindre, kontrollere og redusere vannforurensning som forårsaker, eller kan forårsake virkninger over grensene.</li> <li>• Å sikre at grenseoverskridende vassdrag utnyttes med sikte på økologisk sunn og rasjonell vannforvaltning, bevaring av vannressurser og miljøvern.</li> <li>• Å sikre at grenseoverskridende vassdrag utnyttes på en fornuftig og rettferdig måte, og særlig ta hensyn til deres grenseoverskridende karakter når det gjelder aktiviteter som forårsaker eller kan forårsake virkninger over grensene.</li> <li>• Å sikre bevaring og om nødvendig gjenoppbygging av økosystemene.</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Nødvendige tiltak for å forebygge, kontrollere og redusere vannforurensning.</li> <li>• Undertegnet av 15 vesteuropeiske land (unntatt Island, Irland og Liechtenstein) og 10 land i Sentral- og Øst-Europa. I tillegg har Kroatia og Moldova ratifisert, men ikke undertegnet.</li> <li>• Konvensjonen trådte i kraft 6. oktober 1996.</li> <li>• Informasjon om framskritt ikke tilgjengelig.</li> </ul>  |
| <b>Strategisk handlingsplan for rehabilitering og vern av Svartehavet (oktober 1996)</b>  |  |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Redusere utslippene av næringsstoffer til elver (særlig til Donau) inntil målsetningene om vannkvaliteten i Svartehavet er nådd.</li> <li>• Redusere forurensningen fra punktkilder innen 2006; første framdriftsrapport kreves innen 2001.</li> <li>• Hver svartehavsstat skal utarbeide en nasjonal strategiplan for å redusere punktkildeforurensningen.</li> <li>• Betydelig reduksjon av tilførselen av utilstrekkelig rensset kloakk fra store byområder innen 2006.</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ikke kjent, strategi for hele svartehavsbassenget foreslått (forbindelser til Handlingsplanen for Donau).</li> <li>• Liste over lokaliteter som er høyt prioritert («hot spots») utarbeidet.</li> <li>• Framdrift ikke kjent.</li> <li>• Framskritt når det gjelder utarbeidelse av omfattende nasjonale studier ikke kjent.</li> </ul>   |
| <b>Helsinki-konvensjonen – Felles omfattende miljøhandlingsprogram for Østersjøen (1993 til 2012)</b>   |  |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Identifisere alle viktigste punktkilder for forurensning («hot spots»).</li> <li>• Iverksette tiltak (forebyggende og utbedrende) på «hot spots».</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• 132 «hot spots» ble innledningsvis identifisert, 47 av dem fikk prioritert status for handling; 66 % av dem i overgangsland.</li> <li>• Framdriften ujevn, godt i gang i de skandinaviske land, Finland og Tyskland, og også sterk støtte i de baltiske stater og Polen.</li> <li>• Tiltak på «hot spots» forventes å redusere utslippene av fosfor med rundt 40 % og nitrogen med rundt 30 % i løpet av 1991-2000.</li> </ul>                    |
| <b>Helsinki-konvensjonen Ministerdeklarasjonen 1988</b>   |  |
| 50 % reduksjon av samlede utslipp av næringsstoffer, tungmetaller og giftige, persistente og bio-akkumulerende organiske forbindelser til Østersjøen innen 1995.  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Selv om noen land har oppfylt målene, vil nok ikke en samlet reduksjon på 50 % nås før 2020.</li> <li>• I noen land i Sentral- og Øst-Europa er målene om utslippsreduksjoner for næringsstoffer nådd, først og fremst på grunn av redusert bruk av kunstgjødsel og nedgang i landbruksproduksjon som følge av strukturelle endringer og økonomiske vanskeligheter. Økonomisk oppgang kan igjen føre til økt avrenning fra landbruket.</li> </ul> |
| <b>Oslo og Paris-kommisjonen (OSPAR) - Ministerkonferanser om Nordsjøen, Haag-konferansen 1990</b>  |  |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Redusere tilførselen av de farligste stoffene (dioksiner, kadmium, kvikksølv og bly) med 70 % innen 1995.</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Før ministerkonferansen i Esbjerg i 1995, betydelige framskritt i forhold til målene for de farligste stoffene.</li> </ul>  |

| Målsetninger   | Status  |
|--|---|
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Redusere tilførselen av 36 prioriterte stoffer med 50 % innen 1995.</li> <li>• Fase ut visse grupper plantevernmidler.</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Mange medlemsstater forventes å nå målet i 1995</li> <li>• I 1995 var det dokumentert at 3 av de 16 identifiserte plantevernmiddelgruppene var utfaset i medlemsstatene.</li> </ul>  |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Redusere tilførselen av nitrogen og fosfor som kan skape forurensning, med 50 % innen 1995.</li> </ul>                            | <ul style="list-style-type: none"> <li>• De fleste landene skulle redusere fosfortilførselen med 50 % og nitrogentilførselen med 20-30 % innen 1995.</li> <li>• Det totale reduksjonsmålet for nitrogentilførselen er ikke nådd, hovedsakelig fordi det har vært vanskeligere enn forventet å påvirke tapene fra landbruket og fordi vedtatte tiltak har vært uhensiktsmessige eller gjennomført på en uhensiktsmessig måte.</li> </ul> |

#### Handlingsplan for Middelhavet

- |   |   |
|---|---|
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Å treffe alle nødvendige tiltak for å forebygge, redusere eller bekjempe forurensning av middelhavsområdet.</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Informasjon om framskritt er ikke tilgjengelig eller vanskelig å vurdere.</li> </ul> |
|---|---|

#### Programmet for arktisk overvåking og vurdering

- |   |  |
|---|--|
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Å redusere og i siste instans eliminere forurensning fra luften eller sjøen, som tungmetaller, klimagasser, PCB, DDT og klorerte hydrokarboner.</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• En tilstandsrapport for det arktiske miljø ble publisert i 1997.</li> <li>• For tidlig å vurdere framskritt.</li> </ul> |
|---|--|

#### Referanser

BMLF (1996). *Gewässerschutzbericht 1996*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Budyko, M.I. og L.I. Zubenok (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 European Crop Protection Association til Det europeiske miljøbyrået. ECPA, Brussel.

EEA (1995). *Europas miljø: Dobris-rapporten*. Red: D. Stanners & P. Bourdeau. Det europeiske miljøbyrået, København.

EEA (1997). *Environmental Agreements - Environmental Effectiveness*. Environmental Issues series nr. 3, vol. 1. 93 sider, ISBN 92-9167-052-9.

EEA (1998a). *Groundwater Quality and Quantity*. Skal publiseres i EEAs miljømonografier.

EEA (1998b). *Effects of Excessive Anthropogenic Nutrients in European Ecosystems*. Skal publiseres i EEAs miljømonografier.

EEA-ETC/IW (1996). *Surface Water Quantity Monitoring in Europe*. EEA Emnerapport nr. 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 publiseres i EEA emnerapportserie.

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). *Grundvandsovervågning 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, Stockholm Environment Institute.

Gustard, A. (red.) (1993). Flow Regimes from International Experimental and Network Data (FRIEND). I *Hydrological Studies*, vol. 1. Institute of Hydrology, Wallingford, Storbritannia.

Gustard A., H.G. Rees, K.M. Croker og J.M. Dixon (1997). Using regional hydrology



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, Slovenia.

Hulme M., D. Conway, P.D. Jones, T. Jiang, E. Barrow og C. Turney (1995). Construction of a 1961-90 European climatology for climate change modelling and impact implications. I *Int. Jnl. Clim.*, vol. 15, s. 1333-1363.

Ibrekk H.O., J. Molvær, & B. Faafeng (1991). Nutrient loading to Norwegian coastal waters and its contribution to the pollution of the North Sea. I *Wat. Sci. Tech.*, vol. 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, Nederland. Rapport 96.05 til CEC-Forward Studies Unit.

Isenbeck-Scröter M., E. Bedbur, M. Kofod, B. König, T. Schramm 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.

Italian Ministry of the Environment (1992). *Report on the state of the Environment*. Roma.

Kundzewicz, Z.W. (1997). Water resources for sustainable development. I *Hydrological Sciences - Journal -des Sciences Hydrologiques*, vol. 42(4), s. 467-497.

Löfgren S. og H. Olsson (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*, vol. 282, s. 402-450.

Miljøstyrelsen (1996). *Punktkilder 1995*. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 16/1996. Den danske Miljøstyrelsen, København.

Morris, D.G. og B. Kronvang (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*, vol. 183, p.122-128.

Rees, H.G., K.M. Croker, N.S. Reynardand og A. Gustard (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, UK. Endelig rapport til Eurostat (SUP-COM95, 95/5-441931EN).

RIVM (1992). *National Environmental Outlook 1, 1990-2010*. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Nederland.

RIVM (1995). *Milieubalans 95*. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Nederland.

SFT (1996). *Pollution in Norway*. Statens forurensningstilsyn, 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*, vol. 54, s. 43-60.

Miljövärdsvärket (1993). *Metals and the environment*. Det svenske Miljövärdsvärket, Stockholm.

Miljövärdsvärket (1994). *Eutrophication of soil, fresh water and the sea*. Det svenske Miljövärdsvärket, Stockholm.

WMO (1987). *Hydrological Referral Service INFOHYDRO Manual*. WMO Operational Report nr. 28, WMO-nr.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. Miljøet i hav- og kystområder

### Hovedkonklusjoner

De mest truede havområdene er Nordsjøen (overfiske, høye konsentrasjoner av næringsstoffer og miljøgifter), de iberiske hav (dvs. sokkelområdet i det østlige Atlanterhavet, herunder Biskayabukta: overfiske, tungmetaller), Middelhavet (høye lokale konsentrasjoner av næringsstoffer, stor belastning på kysten, overfiske), Svartehavet (overfiske, rask økning av næringsstoffkonsentrasjonene) og Østersjøen (høye konsentrasjoner av næringsstoffer, miljøgifter, overfiske).

Eutrofiering, som hovedsakelig skyldes overskudd av næringsstoffer fra jordbruket, er et betydelig problem i deler av mange europeiske hav. Konsentrasjonene av næringsstoffer er stort sett på samme nivå som i begynnelsen av 1990-årene. Økningen i nitrogenutslipp og derav følgende konsentrasjoner i vannet langs en del av Europas vestkyst ser ut til å ha sammenheng med stor nedbør og oversvømmelser mellom 1994 og 1996. I de fleste andre havområder har vi ikke kunnet identifisere noen klar tendens når det gjelder næringsstoffkonsentrasjonene. Imidlertid ble konsentrasjonene av næringsstoffer i Svartehavet, hovedsakelig fra Donaus nedbørfelt, tidoblet fra 1960 til 1992.

Forurensning av sedimenter og biota av menneskeskapte kjemikalier synes å være vanlig i nesten alle hav i Europa. Tilgjengelig datamateriale er begrenset og dekker hovedsakelig Vest- og Nordvest-Europa. Forhøyede konsentrasjoner (dvs. over det naturlige bakgrunnsnivå) av tungmetaller og PCB er funnet i fisk og sedimenter, med høye nivåer nær punktkilder. Bioakkumulering av disse stoffene kan utgjøre en trussel mot økosystemene og den menneskelige helse (som drøftet i kapittelet om kjemikalier).

Det generelle oljeforurensningsbildet er svært sammensatt, og det er vanskelig å foreta noen pålitelig evaluering av generelle trender. Hovedkilden er fra land, via elvene til havet. Selv om det årlige antallet oljeutslipp går ned, forårsaker små og noen ganger store utslipp i soner med høy skipsfart betydelige lokale skader, med tilsøling av strender og sjøfugl og problemer når fisk og skalldyr skal høstes. Det finnes imidlertid ikke bevis for uopprettelige skader på havets økosystemer, verken fra større utslipp eller fra faste oljekilder.

Overfiske utgjør fremdeles et stort problem i mange hav, og særlig store er problemene i Nordsjøen, de iberiske hav, Middelhavet og Svartehavet. Det er en kritisk overkapasitet i fiskeflåten, og kapasiteten må reduseres med 40 % for å være tilpasset tilgjengelige fiskeressurser.

### 10.1. Innledning

Europas hav og kystmiljø utgjør betydelige økonomiske og økologiske ressurser. I flere århundrer har store mengder avfall og forurensning fra menneskelige aktiviteter endt opp i havet ved dumping, direkte utslipp, via elver og avsetninger fra atmosfæren. Mye av dette materialet er fortynnet og fordelt i vannmassene i havene. Imidlertid blir nok belastningen større på kyst- og havområder med liten eller ingen forbindelse til det åpne hav. Rundt en tredel av Europas befolkning bor mindre enn 50 km fra kysten, og utviklingen innenfor urbanisering, industri og turisme medfører en betydelig forringelse av og økende belastning på allerede hardt pressede områder.

Dobris-rapporten satte fingeren på en rekke problemer, herunder mangel på effektiv regulering, kontroll og forvaltning av nedbørfelt, forringelse av kystområder på grunn av forurensning, urbanisering og ødeleggelse av habitater, motstridende interesser med hensyn til bruk, overforbruk av ressurser, tap av biologisk mangfold og mulige virkninger av klimaendringer. Disse problemene vedvarer til tross for at det på europeisk plan er iverksatt tiltak for å beskytte hav- og kystmiljøet.

Av denne omfattende listen over problemer med forringelse og forvaltning er følgende aktuelle hovedområder behandlet i dette kapittelet:

- eutrofiering,
- forurensning, særlig av tungmetaller, persistente organiske forbindelser (POPer) og olje,
- overfiske,
- forringelse av kystsoner.

Kysterrosjon, virkningene av utnyttelsen av kystens mineralressurser og forstyrrelser forårsaket av offshoreaktiviteter er generelle problemer som ikke drøftes her. Eventuelle virkninger av klimaendringene på havnivået er behandlet i kapittel 2, punkt 2.2.

Hvor de enkelte havene nevnt i dette kapittelet ligger, er vist på 2. omslagsside.

## 10.2. Eutrofiering

Eutrofiering av havet har vært omtalt som en av de viktigste grunnene til at det haster å gjøre noe med det marine miljø (GESAMP 1990). Selv om datadekningen er ufullstendig, vet vi at eutrofiering er et utbredt fenomen i Europas havområder, og virkninger av eutrofiering er registrert på flere områder.

De viktigste plantenæringsstoffene i havet som kan forårsake eutrofiering er nitrogen og fosfor, men andre næringsstoffer som kiselsyre og sporstoffer er også av betydning. Høyt innhold av næringsstoffer gir økt primærproduksjon av alger i overflatelag og på havbunnen med påfølgende økt sekundærproduksjon av marine dyr. Selv om en viss økning av næringsstoffene dermed kan være en fordel, kan for store mengder medføre stor algeoppblomstring og tilvekst av tang og tare, oksygenedbryting og produksjon av hydrogensulfid, som er giftig for livet i havet og som kan gi høy dødelighet. Eutrofiering påvirker også den menneskelige helse og ulike former for fritidsbruk av kystsonene.

Eutrofiering blir et miljøproblem når næringsstoffkonsentrasjonene overskrider visse terskelverdier. Terskelkonsentrasjonen vil avhenge av havområdets topografi samt fysiske og kjemiske beskaffenhet. Vanligvis vil konsentrasjonene variere fra høye nivåer om vinteren til nær null i etterkant av våren.

Det er igangsatt flere forskningsprosjekter om virkningene av eutrofiering og terskelnivåer, hovedsakelig i forbindelse med EU-programmet om marin vitenskap og teknologi – MAST III. Figur 10.1 og 10.2 gir en oversikt over data for nitrat/nitritt og fosfat (næringsstoffene som er biologisk tilgjengelige for alger) i overflatevannlag, hovedsakelig for Nordsjøen og Østersjøen. Datamaterialet for den nordøstlige delen av Atlanterhavet er begrenset (boks 10.1). Det finnes visstnok ingen data om næringsstoffkonsentrasjonene i Kaspiahavet og de arktiske havområder.

Overflatekonsentrasjonene av nitrat/nitritt i de fleste prøvetakingsområdene i Nordsjøen syntes å være høyere i 1995-96 enn i 1980, noe som kan være et resultat av de store oversvømmelsene i de fleste elvene i Nordsjøens nedbørfelt i 1995. Konsentrasjonene i Østersjøen viste ikke samme trend. Høye konsentrasjoner ble registrert i noen regioner i Storbritannia, men i 1996 var konsentrasjonene lavere enn i tidligere år.

### *Eutrofiering i Østersjøen, Nordsjøen og Nordøst-Atlanteren*

### **Boks 10.1 Eutrofieringsepisoder**

#### *Den engelske kanal og atlanterhavskysten:*

1975-88, Seine-bukta (Frankrike): 46 episoder med algeoppblomstring og enkelte episoder med «rødt tidevann».

1978-91, St. Brieuc-bukta (Frankrike): oppblomstring av havalger.

1978-88 og 1991, Lannion-bukta (Frankrike): oppblomstring av havalger.

1983-95, Den franske atlanterskysten: tilvekst av giftige havalger.

Hver vår og tidlig sommer, flere bukter i Bretagne: omfattende tilvekst av grønne havalger. (Graneli m.fl. 1990, Belin m.fl. 1989, Belin 1993, Belin m.fl. 1995).

#### *Nordsjøen:*

Regelmessig store innvirkninger på vannet langs kysten fra Belgia til Skagen (Danmark), i danske bukter og sund, langs den svenske vestkysten og i ytre Oslofjord.

Innvirkning på veksten av makroalger i enkelte elvemunninger i Storbritannia.

(North Sea Task Force 1993)

#### *Østersjøen:*

Oksygenmangel i den dypere delen av østersjøbassenget.

Endringer i plantesamfunnene i viktige yngleplasser.

Ingen usedvanlige episoder med algeoppblomstring i Østersjøen i 1995, mer sporadisk forekomst av giftige arter i 1995 sammenlignet med tidligere år.

**Kilder:** Rosenberg m.fl. 1990, Baden m.fl. 1990, Ambio 1990a;

HELCOM 1996, Leppänen m.fl. 1995

Fosfatkonsentrasjonene nord i Nordsjøen og i Themsens elvemunning synes å ha vært noe høyere på midten av 1990-tallet enn tidlig på 1980-tallet. Nivåene ved Rhinens utløp og i Tyskebukta ved Helgoland Reede gikk ned fra 1985 til 1994, mens liten eller ingen endring ble registrert i andre regioner i Nordsjøen, Østersjøen og det nordøstlige Atlanterhav.

På grunn av vannets lange utskiftningsstid i svartehavsbasenget, er dette havet svært følsomt for eutrofiering (boks 10.2). Det har vært et større skifte fra kiselalgearter mot oppblomstring av ikke-kiselalgearter, som sannsynligvis har sammenheng med en betydelig nedgang i forholdet silisiumoksid/nitrogen. Gjennomsnittlige nitrat- og fosfatkonsentrasjoner i Svartehavet økte med en faktor på henholdsvis 7 og 18 i løpet av vintermånedene og fra 1960 til 1992, sannsynligvis på grunn av økte tilførsler fra Donau, Dnepr og Dnestr (Cociasu m.fl. 1996).

**Figur 10.1** Årlige middelkonsentrasjoner av nitritt/nitrat i overflatevannet i Nordsjøen, Østersjøen og noen områder i det nordøstlige Atlanterhav, 1980-96

**Kilde:** ICES/OSPAR/HELCOM

## Eutrofiering av Svartehavet

### Boks 10.2 Eutrofieringsepisoder

Siden tidlig på 1970-tallet: kraftig økning i hyppighet med algeoppblomstring og drastisk reduksjon av artsmangfoldet i grunt vann.

1980-90: 42 oppblomstringer registrert, med sterk økning i oppblomstringen av ikke-kiselalgearter.

Reduksjon i noen bestander av gruntvannsvekster og utbredelsen av flerårige ålegressarter samt flerårige brun- og rødalger med tilhørende fauna, men økninger i enkelte opportunistiske arter.

Massedødelighet hos mange arter som lever på havbunnen.

Masseutvikling av maneter. Masseutvikling av geléaktige predatorarter.

Hver sommer: episoder med oksygenmangel registrert, mest alvorlig i nordvest.

**Kilder:** Mee 1992, Gomoiu 1992, Bodenau 1992, Cociasu m.fl. 1996, Leppakoski og Mihnea 1996

Tilførselen av næringsstoffer til Middelhavet antas å være betydelig lavere enn utstrømningen gjennom Gibraltarstredet, noe som gjør Middelhavet til et av verdens mest oligotrofe (næringsfattige) hav. Imidlertid opptrer eutrofieringsproblemer i halvt innestengte bukter, hovedsakelig på grunn av dårlig vannforvaltning (boks 10.3). Et stort antall bukter mottar fremdeles store mengder ubehandlet kloakk. I det østlige Middelhav kan ukontrollert vekst i fiskeoppdrettsnæringen forårsake problemer. De mest truede områdene er imidlertid Adriaterhavets nord- og vestkyst, som tar imot næringsstoffbelastningen fra Po. Datamaterialet er generelt svakt, med bare noen få «hot spots» som overvåkes uavbrutt. Fosfat- og nitratkonsentrasjonene er svært lave nær overflaten, men øker raskt ved 200 m (Bethoux m.fl. 1992).

#### **10.2.1. Utslipp av næringsstoffer**

Hovedkildene til næringsstoffene som forårsaker eutrofieringsproblemer i Europas hav er beskrevet i kapittel 9, punkt 9.7. Næringsstoffene ender opp i havet ved direkte utslipp fra industri, jordbruk og kloakk, via elver og ved avsetninger fra atmosfæren.

**Figur 10.2** Årlige middelkonsentrasjoner totalt fosfat i overflatevann i Nordsjøen, Østersjøen og noen områder i det nordøstlige Atlanterhav, 1980-96

---

**Kilde:** ICES/OSPARCOM/HELCOM

### **Eutrofiering av Middelhavet**

#### **Boks 10.3 Eutrofieringsepisoder**

Siden tidlig på 1970-tallet: eutrofiering i halvt innestengte bukter: 34 tilfeller på kysten, 21 i laguner, men registreringen er ufullstendig.

1975-97, Adriaterhavet: oppblomstring av flagellater, etterfulgt av oksygenmangel og fiskedød.

Etter 1975: økt hyppighet for hvert år, 15 bløtdyrarter og 3 krepsdyrarter er forsvunnet.

**Kilder:** Montanari m.fl. 1984, Margottini & Molin 1989, Rinaldi m.fl. 1993, UNEP (OCA)/MED 1996

Utslippene måles eller beregnes i en rekke overvåkingsprogrammer. Datamaterialet er mer eller mindre fullstendig og nøyaktig avhengig av land og havområder.

Det finnes bare noen få langsiktige dataserier som gjør det mulig å påvise noen trender (figur 10.1 og tabell 10.1). Tilførselen av næringsstoffer (som samlet årlige utslipp) fra Belgia, Nederland og Tyskland viste relativt høye verdier i 1994 og 1995 (figur 10.3). Denne økningen faller sammen med de store nedbørsmengdene og den høye vannføringen i de største elvene i disse årene. Samlet årlig tilførsel av nitrogenforbindelser var ikke endret i andre hav. I tillegg er det etter 1990 ikke registrert endringer i Nordsjøen, Middelhavet og Svartehavet når det gjelder nitrogenavsetninger fra atmosfæren (figur 10.4). I det nordøstlige Atlanterhav er næringsstofftilførselen av varierende nivå, mens Østersjøen synes å motta mindre næringsstoffer enn i 1990-91. Det fantes ingen data tilgjengelig for de fire andre havområder.

Datamaterialet fra Nordsjøen viser en økning i utslippene av både fosfor og nitrater, som hovedsakelig skyldes overgjødsling i jordbruket. Utslippene til den iberiske kyst har variert. Utslippene til Keltersjøen og Irskesjøen har vært stabile siden 1991, og de tre nordligste havområdene har heller ikke hatt vesentlige endringer. For Middelhavet og Svartehavet har vi bare ufullstendige data og kan derfor bare gi anslag over totale nitrogen- og fosforutslipp.

Figur 10.3 og 10.4 viser samlet tilførsel per hav, og tabell 10.2 til 10.4 viser utslippene fra omkringliggende land. For Nordsjøen har vi bare data om samlede utslipp, mens vi for de andre havområdene bare kjenner til utslipp via elver. Samlet nitrogenavsetning til Østersjøen var i 1995 260 000 tonn, med en viss indikasjon på redusert tilførsel fra atmosfæren.

Utslippene av nitrogen og fosfor er i størrelsesorden 270 000 og 24 000 tonn per år i adriaterhavsregionen, inklusive utslippene fra Italia, Kroatia og Slovenia (UNEP 1996). Polat & Turgul (1995) anslo at de nordlige delene av Egeerhavet årlig mottar 180 000 tonn nitrogen og 11 000 tonn fosfor fra Svartehavet, noe som kan sammenlignes med tilførselene fra landbaserte kilder til det nordøstlige Middelhav (Yilmaz m.fl. 1995).

I Svartehavsregionen ble årlige utslipp fra Donau alene anslått til 230 000 tonn total nitrogen og 40 000 tonn fosfat (GEF/BSEP 1997). Landene rundt Svartehavet står for mindre enn halvparten av de samlede årlige utslipp av nitrogen og fosfor i forhold til utslipp fra internasjonale elver (Donau, Dnepr, Dnestr, Coruh, Don) (tabell 10.3).

### 10.2.2. Tiltak mot eutrofieringsproblemet

Eutrofiering påvirker biodiversiteten i sjøen, fiskebestandene og menneskets helse og bruk av kystsonene til rekreasjonsformål. De områdene som er mest påvirket er Svartehavet, som i sin helhet lider av betydelig oksygenmangel på grunn av den økte tilførselen av næringsstoffer fra Donaus nedbørfelt, Østersjøen, på grunn av næringsoverskudd, topografiske, fysiske og kjemiske forhold, Nordsjøen, på grunn av høye utslipp av næringsstoffer, særlig fosfor, Middelhavet, men bare i «hot spots» på grunt vann og nær kysten med høye utslipp av næringsstoffer og gunstige fysiokjemiske forhold, samt Adriaterhavet.

**Figur 10.3 Nitrogen- og fosfortilførsel fra direkte utslipp og via elver**

|                                   |              |
|-----------------------------------|--------------|
| Norskehavet                       | Barentshavet |
| Nordsjøen                         | Keltersjøen  |
| Skagerrak og Kattegat             | Nordishavet  |
| Biscayabukta og den iberiske kyst |              |
| nitrogen                          |              |
| fosfor                            |              |

Kilde: ICES/OSPARCOM/HELCOM



Tiltak mot eutrofiering må treffes på internasjonalt plan på grunn av fenomenets grenseoverskridende natur. Dette vil kreve enhetlige definisjoner og harmonisert rapportering og kriterier for å vurdere eutrofieringen. Oslo- og Pariskommisjonen (OSPARCOM), som dekker det nordøstlige Atlanterhav, Nordsjøen, Norskehavet og deler av Barentshavet, har igangsatt en prosess som går ut på å harmonisere rapporteringen av næringsstoffutslipp fra punktkilder og diffuse kilder i Nordsjøen. Europakommisjonen (CEC) og Det europeiske miljøbyrået støtter dette slik at prosessen kan tilpasses for de andre medlemsstatene.

Det politiske målet i OSPAR-regionen og Helsinkikommisjonens (HELCOM) region som dekker Østersjøen, er å redusere utslippene av næringsstoffer med 50 % i områder hvor disse, direkte eller indirekte, sannsynligvis medfører eutrofiering.

I Middelhavet er eutrofieringen av enkelte områder («hot spots»/halvt innestengte bukter) alvorlig. Prioritetene til «Mediterranean Action Plan Assessment» er å opprette et register over landbaserte kilder og, på bakgrunn av vitenskapelig kunnskap om hvordan økosystemet fungerer, satse på tiltak på de faktorene som er bestemmende for eutrofiering.

Miljøprogrammet for Svartehavet prioriterer kontroll av næringsstofftilførsler, hovedsakelig via elver.

**Figur 10.4 Avsetninger av oksidert nitrogen fra atmosfæren**

|                             |             |
|-----------------------------|-------------|
| Østersjøen                  | Nordsjøen   |
| Det nordøstlige Atlanterhav | Middelhavet |
| Svartehavet                 |             |

Kilde: EMEP.

|                         | Totalnitrogen |         |         |       |         | Totalfosfor |      |      |       |      |
|-------------------------|---------------|---------|---------|-------|---------|-------------|------|------|-------|------|
|                         | 1991          | 1992    | 1993    | 1994  | 1995    | 1991        | 1992 | 1993 | 1994  | 1995 |
|                         | 100 tonn/år   |         |         |       |         |             |      |      |       |      |
| Belgia <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  |
| Frankrike <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  |
| Nederland <sup>4)</sup> | 310           | 400     | 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  |
| Storbritannia           | 321/323       | 383/391 | 358/370 | 376   | 356/358 | 39/40       | 38   | 33   | 35/36 | 36   |

**Merknad:** utslipp direkte til sjøen pluss tilførsel fra elver <sup>1)</sup> Lavt/høyt estimat <sup>2)</sup> Kun tilførsel fra elver og identiske estimater hvert år <sup>3)</sup> Identiske estimater for direkte utslipp hvert år <sup>4)</sup> Ingen data for direkte utslipp var tilgjengelig for 1993-94. Nivået er anslått til omkring 5 000 tonn/år for N, og 1 000 tonn/år for P. <sup>5)</sup> Det fantes ingen data tilgjengelig for tilførsler fra elver i 1990-91-92-94. Nivået er anslått til omkring 30 000 tonn/år for nitrogen og 1 000 tonn/år for fosfor. Kun datamateriale for OSPAR-regionen. <sup>6)</sup> Fosfortilførselen gjelder /ortofosfatholdig fosfor. Datamaterialet gjelder alle havområdene rundt Storbritannia. Ingen data for Kanalen.

**Kilde:** OSPARCOM. Totalnitrogen Totalfosfor

### 10.3. Forurensning

Praktisk talt alle de forurensende kjemiske stoffene beskrevet i kapittel 6 finnes i vann, sedimenter og biota i Europas hav. De verste miljøgiftene er tungmetaller, persistente organiske forbindelser (POPer) og olje. Deres innvirkning på økosystemet og mulige helsevirkninger på mennesker som spiser sjømat er kompleks og vår forståelse av virkemåten er meget ufullstendig. Overvåkingsprogrammene fokuserer vanligvis på konsentrasjoner av miljøgifter i biota – særlig i fisk, skalldyr og sjøpattedyr – dels for å kunne sette forurensningsnivået i sammenheng med tilførselen av forurensende stoffer, dels for å kunne sammenligne nivåer i sjømat med helseverngrensene.

I tillegg til stoffene som er nevnt nedenfor er Europas hav belastet med radionuklider. Utslippene til havet fra gjenvinningsanlegg for atomavfall i Storbritannia (Sellafield) og Frankrike (La Hague) er betydelig redusert siden 1990. Det vil ta flere år før de frigitte radionuklidene når kystsonene i Skandinavia og Arktis. Norge etterlyste nylig oppmerksomhet omkring de økte utslipp av Technetium-99 (med lang halveringstid) fra Sellafield, som ikke blir effektivt fjernet i Sellafields renseanlegg. Technetium-99 er funnet i marine arter langs norskekysten (Brown m.fl. 1998). Atomreaktorer og annet avfall som er dumpet i Polhavet og det nordøstlige Atlanterhav kan være en potensiell kilde til framtidig radioaktiv forurensning (EEA 1996).

Nasjonale og internasjonale overvåkingsprogrammer og databaser som OSPARCOM og HELCOM og Det internasjonale råd for havforskning (ICES) er de viktigste kildene til data om forurensning av sjøvann og sedimenter, muslinger og fisk i mange elvemunninger og kystfarvann i Vest-Europa. MEDPOL-databasen (Mediterranean Pollution Programme) inneholder informasjon om tungmetaller i biota i Middelhavet, men svært lite data synes å være tilgjengelig for sedimenter og ingen bare for vannet. Svært begrenset informasjon er tilgjengelig om miljøgifter i fisk, skalldyr og sedimenter i Svartehavet eller Kaspiahavet. Datamaterialet fra internasjonale overvåkingsprogrammer forut for 1992 er for fragmentert til å kunne avsløre noen trender over tid for forurensning av sedimenter.

#### 10.3.1. Tungmetaller

Som beskrevet i kapittel 6, akkumuleres giftige tungmetaller gjennom næringskjeden og kan utgjøre en trussel for arter på toppen av næringskjeden, deriblant mennesket. Det er derfor truffet tiltak for å redusere tilførselen til miljøet, herunder utfasing av bruk i produkter og endret teknologi, ved for eksempel å forby bruk av kvikksølv ved produksjon av kloralkalier (se også kapittel 6, punkt 6.3).

Tungmetallkonsentrasjonene er målt i muslinger (figur 10.5), fisk (figur 10.6) og sedimenter (figur 10.7) fra både rene og forurensede områder.

**Tabell 10.2 Årlige utslipp i området rundt Østersjøen, 1990-95**

|               | Totalnitrogen |      |       | Totalfosfor       |                   |      |
|---------------|---------------|------|-------|-------------------|-------------------|------|
|               | 1990          | 1992 | 1995  | 1990              | 1992              | 1995 |
| 1 000 tonn/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  |
| Latvia        | 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 |
| Russland      | 81            | 32   | 84,6  | 9,5               | 6,5 <sup>2)</sup> | 7,1  |
| Sverige       | 119           | 134  | 130,9 | 4,0               | 4,3               | 4,7  |
| Samlet        | 661           | 637  | 758,6 | 46,1              | 38                | 37,4 |

<sup>1)</sup> data for total-P i elver i Litauen mangler, tallet fra 1987 er lagt til grunn for beregningen <sup>2)</sup> data for total-P i elver i Russland for 1992 er ufullstendige.

Kilde: HELCOM

**Tabell 10.3 Årlige utslipp i området rundt Svartehavet, midten av 1990-tallet**

|                      | <b>Totalnitrogen</b> | <b>Totalfosfor</b> |
|----------------------|----------------------|--------------------|
|                      |                      | 1000 tonn/år       |
| Bulgaria             | 4,5                  | 1,12               |
| Georgia              | 1,6                  | 0,43               |
| Romania              | 89,7                 | 0,51               |
| Tyrkia               | 18,7                 | 3,97               |
| Russland             | 13,5                 | 1,04               |
| Ukraina              | 41,8                 | 5,43               |
| Internasjonale elver | 236,2                | 43,27              |
| Total                | 406                  | 54,93              |

**Kilde:** Miljøprogrammet for Svartehavet

#### *Kadmium*

Kadmiumkonsentrasjonene i muslinger lå mellom 10 og 1 700 µg/kg våtvekt, uten noen klare tidstrender. Konsentrasjoner på inntil 300 µg/kg kan finnes også langt fra kjente utslippspunkt - resultatene tyder altså på lav til moderat forurensning. De høyeste tallene ble funnet i muslinger samlet inn ved Rhinens utløp.

Konsentrasjonene i fisk varierte fra svært lave, under 15 µg/kg våtvekt i Finskebukta, Bottenviken og i de åpne havområdene i det sentrale Middelhavet, til 560 µg/kg i prøver samlet inn på den greske kysten.

Konsentrasjonene i sedimenter varierte mellom 10 og 9 000 µg/kg tørrvekt. Bortsett fra noen prøver samlet inn svært nær punktkilder, ble de høyeste konsentrasjonene målt ved Rhinens utløp. Generelt kan konsentrasjoner under 200 µg/kg betraktes som bakgrunnsnivåer.

#### *Bly*

Blykonsentrasjonene i muslinger varierte sterkt, fra særdeles lav verdi på 15 µg/kg på Island til 1 200 µg/kg ved Rhinens utløp og hele 3 300 µg/kg på Spanias middelhavskyst. Bakgrunnsnivåene er typisk under 500 µg/kg.

Generelt går blykonsentrasjonene i marine biota ned med rundt 5 % i året, noe som har sammenheng med redusert bruk av blyholdig bensin.

Blykonsentrasjonene i sedimenter varierte mellom 1 700 og 167 000 µg/kg tørrvekt. Den naturlige konsentrasjonen av bly i sedimenter er vanligvis 30 000 µg/kg eller lavere, slik at observerte konsentrasjoner på de fleste overvåkede stedene ligger tett inntil bakgrunnsnivåene. Forhøyede nivåer ble funnet i Oslofjorden og nær Gøteborg.

#### *Kvikksølv*

Kvikksølv gir særlig grunn til bekymring på grunn av den høye giftigheten (som organisk metylkvikksølv i sjømat). Kvikksølvkonsentrasjonene i muslinger varierte fra 7 til omkring 900 µg/kg våtvekt, med typiske bakgrunnsnivåer under 30-40 µg/kg. Konsentrasjonene de fleste steder lå rundt bakgrunnsnivå, med 120 µg/kg ved Spanias atlantehavskyst, opp til 420 µg/kg i det østlige Adriaterhav og hele 910 µg/kg i det nordvestlige Middelhav.

Kvikksølvkonsentrasjonene i fisk var moderate til lave, rundt 20 til 100 µg/kg våtvekt, med 135 µg/kg registrert ved Rhinens munning og opp til 200 µg/kg i Middelhavet.

En bestand makrellstørje i Middelhavet har kvikksølvkonsentrasjoner opp mot 4 300 µg/kg, det vil si 4-5 ganger høyere enn makrellstørje i Atlanterhavet. Dette kan ha naturlige årsaker fordi makrellstørje migrerer og beiter over store områder, fjernt fra mulige menneskeskapte forurensningskilder (Bernhard 1988), og fordi Middelhavet er en del av et belte med kvikksølvholdig grunnfjell som strekker seg fra Stillehavet gjennom Himalaya til Middelhavet (Moore og Ramamoorthy 1984).

Kvikksølvkonsentrasjonene i sedimenter lå mellom 10 og 1 180 µg/kg tørrvekt. Bakgrunnskonsentrasjonene er vanligvis under 100 µg/kg. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i prøver fra indre Oslofjord (sannsynligvis nær en punktkilde), Rhinen, Themsen og Tyskebukta.

Generelt vil kadmium-, bly- og kvikksølvkonsentrasjonene i muslinger og fisk fra Nordvest-Europa vanligvis skille seg lite fra muslinger og fisk i «rene» områder (langt fra forurensningskilder) og ikke variere over tid. Konsentrasjonene synes i hovedsak å være avhengig av avstanden til punktkilden, og det finnes ingen klare tidstrender. Tungmetaller byr ikke på det største problemet i Østersjøen. I Middelhavet synes det å ikke være noe vesentlig belastning av tungmetaller, men likevel bør kvikksølv overvåkes, særlig i prøver av sjømat fra begrensede områder nær kjente menneskeskapte kilder. Tungmetallkonsentrasjonene i Svartehavet er vanligvis lave og opp mot bakgrunnsnivåene, men det finnes enkelte områder som har forhøyede konsentrasjoner i forbindelse med tungindustri, og mer detaljerte undersøkelser er nødvendig (GEF/BSEP 1997).

#### **10.3.2. Persistente organiske forbindelser**

Persistente organiske forbindelser (POPer) finnes i alle europeiske hav, hovedsakelig på grunn av avsetninger fra atmosfæren, som noen ganger er fraktet langt fra det opprinnelige punktet. De gir særlig grunn til bekymring på

grunn av sin giftighet, biologiske tilgjengelighet og persistens i miljøet. Data om en type PCB er tatt med i figur 10.6.

PCB-konsentrasjoner i europeiske kystfarvann, biota og sedimenter er generelt lave, uten noen klare tidstrender. Imidlertid har isbjørn fra Svalbard de høyeste rapporterte PCB-nivåene i den nordlige Barentsregionen. I Østersjøen har PCB-nivåene i organismer gått ned siden 1970, men de er dobbelt så høye som i organismer fra Sveriges vestkyst (HELCOM 1996). Høye PCB-nivåer er rapportert i sjøpattedyr på toppen av næringskjeden i Østersjøen og Barentshavet (Ambio 1990b; Olsson m.fl. 1972).

Konvensjonspartenes miljøministre anmodet nylig OSPARCOM og Europakommisjonen om å iverksette undersøkelser og risikovurderinger for å øke kunnskapen om effektene av stoffer (som for eksempel POP) som mistenkes å ha endokrine eller hormonlignende virkninger, og å vedta og gjennomføre nødvendige tiltak senest innen år 2000 (se kapittel 6, punkt 6.4 for økologiske virkninger av POP).

### **10.3.3. Oljeforurensning**

Hovedkildene til oljeforurensning i havet er:

- avrenning og utslipp fra land,
- skipsfart,
- oljeleting og -produksjon,

---

**Figur 10.5 Tungmetaller i bløtdeler hos blåskjell, 1980-96.**

---

Kadmium, kvikksølv og bly i bløtdeler hos blåskjell

**Kilde:** EEA-ETC/MC basert på data fra internasjonale overvåkingsdatabaser (ICES).

## 218 Europas miljø

- avsetninger fra atmosfæren,
- tilfeldige oljeutslipp,
- naturlig utsiving av olje.

Den relative betydningen av disse kildene varierer fra ett hav til et annet. Når det gjelder Nordsjøen, bidrar f.eks. elvene med 45-60 % av samlet årlig tilførsel av hydrokarboner, oljeleting og -produksjon offshore bidrar med 20-30 % og atmosfæriske avsetninger med rundt 10 % (GESAMO 1993, OLF 1991). Den tilstøtende Østersjøen mottar rundt 90 % av hydrokarbonene fra land, hovedsakelig fra elver og atmosfæriske avsetninger, og 10 % fra kilder til havs (HELICOM 1996).

Hydrokarboner produseres og forbrukes naturlig av marine organismer, noe som resulterer i et naturlig hydrokarbonnivå i havet, som kan øke ved naturlig utsiving fra havbunnen. Typiske bakgrunnsnivåer er under 0,005 mg/l i havvann og 10 mg/kg i sedimenter.

Data om oljeinnhold i vann og sedimenter i Europas nordregion er ganske omfattende, men mangelen på data om andre hav gir et fragmentert bilde for Europa som helhet. I tillegg er det vanskelig å vurdere generelle trender og foreta sammenligninger på grunn av forskjellige metoder for undersøkelse og analyse, instrumentering, iverksatte tiltak og rapportering.

---

**Figur 10.6 Kvikksølv og en type PCB i fisk, 1980-96**

---

Kvikksølv og PCB 153 i fisk

**Kilde:** EEA-ETC/MC basert på data fra internasjonale overvåkingsdatabaser (ICES).

*Kvitsjøen*

Oljeinnholdet i vannet i Kvitsjøen kunne i 1995 sammenlignes med 1989-nivået rapportert i *Dobbris*-rapporten. Nivået for bunnsedimentene var i 1995 i størrelsesorden 4-23 mg/kg sammenlignet med 50-320 mg/kg i 1987-92 (AMAP 1997), noe som kan skyldes lavere militær aktivitet i området. Generelt ser det ut som om situasjonen når det gjelder oljeforurensning i Kvitsjøen forbedres.

*Barentshavet*

Når det gjelder det åpne Barentshavet viste prøver tatt av bunnsedimentene i løpet av 1987-92 og i 1995 tilsvarende nivåer som i Kvitsjøen (AMAP 1997), og situasjonen ser ut til å være i bedring. Havneområder som Kolabukta synes fremdeles tungt forurenset av hydrokarboner, med opp til 0,75 mg/l i overflatevannet og enda høyere nivåer nær havbunnen om vinteren (AMAP 1997). Flere andre havner i Barentshavet er svært forurenset av olje, med sedimentnivåer som overskrider 1 000 mg/kg på 5 av 14 steder langs Norges kyst mot Nordishavet (AMAP 1997).

*Nordsjøen*

Samlede utslipp av forurenset vann fra oljeproduksjonsanlegg øker etter hvert som feltene blir eldre og flere felt kommer i produksjon. Konsentrasjonen av olje i vannet er imidlertid lav (<40 mg/l) og oljen dispergeres og fortynnes, slik at større konsentrasjoner hydrokarboner bare er funnet svært nær oljeproduksjonsanleggene.

---

**Figur 10.7 Tungmetaller og en type PCB i prøver av overflatesedimenter, 1991-94**

---

|   |
|---|
| Tungmetaller og CB153 i overflatesedimenter |
|---|

**Kilde:** EEA-ETC/MC basert på data fra internasjonale overvåkingsdatabaser (ICES)



De høyeste oljekonsentrasjonene i sedimenter er funnet rundt borefartøyer hvor boreslam er sluppet ut. Nivåene forventes å gå ned etterhvert som utslippene fases ut. Maksimumsnivåene i sedimenter nær de norske offshorefeltene var i størrelsesorden < 30-2 500 mg/kg i 1994 og < 50-1 600 mg/kg i 1995 (SFT 1996, 1997), men generelt faller konsentrasjonene til å nærme seg bakgrunnsnivåene 2-6 km fra installasjonene.

Trendene når det gjelder større ulykker og oljeutslipp som medfører forurensning av havet er diskutert i kapittel 13, punkt 13.2.3. Det var en generell nedgang fra 1992 til 1996, både i antall ulykker og størrelsene på oljeutslippene. Rundt 150 000 tonn olje ble sluppet ut i Middelhavet i 1991, men bortsett fra to hendelser i Nord-Atlanteren (1992: 71 457 tonn 1996: 71 429 tonn) og en i Norskehavet (1993: 89 286 tonn) (kart 10.1), går antallet ulykker i alle regionale hav ned (figur 10.8).

I noen områder overvåkes oljeutslipp fra luften. Antallet oljeflak i Nordsjøen var på sitt høyeste med 1 104 i 1989, og har jevnt gått ned etter 1992 (figur 10.9). Den høyeste hyppigheten i 1995 og 1996 – ved kystene av Belgia, Nederland og Tyskland (BAWG 1997) – har sammenheng med tett trafikk i disse områdene. Det finnes flere oljeflak enn faktiske oljeulykker, sannsynligvis på grunn av ulovlige oljeutslipp.

Et betydelig bidrag til oljeforurensningen av Østersjøen er de små og mellomstore utslippene (mindre enn 1m<sup>3</sup> volum) fra den tette skipstrafikken. Overvåking fra luften påviste 600-700 utslipp i året i perioden 1988-93. I 1994 steg antallet med 30 % (HELICOM 1996). Disse utslippene ligger hovedsakelig i skipsledene og utgjør en betydelig trussel mot overvintrende fugler.

Det finnes ingen data om hydrokarbonforurensning tilgjengelig for det nordøstlige Atlanterhav. Det er ikke meldt om olje i vannet i Middelhavet, hvor det finnes omtrent 40 oljerelaterte anlegg (rørledningsterminaler, raffinerier, plattformen til havs osv.), og henholdsvis ca. 0,55 og 0,15 milliarder tonn råolje og oljeprodukter lastes og losses hvert år.

Store deler av Svartehavet er svært forurenset av olje, særlig ved havner og elvemunninger, og de høyeste nivåene finner vi ved Donaus utløp (Bayona and Maldona, under arbeid). Nivåene i det åpne hav er rundt ti ganger høyere enn i det vestlige Middelhav, sannsynligvis på grunn av den tette skipstrafikken i Svartehavet. Sedimentmålinger viser at elvene Donau og Odessa er de viktigste kildene. Det antas at omfanget av ulovlige utslipp er betydelig.

Til tross for lange tradisjoner med oljeforurensning i Kaspihavet, finnes visstnok ingen nye data om hydrokarbon- eller PAH-nivåene.

Det generelle bildet av oljeforurensningen av europeiske havområder er svært fragmentert, og det er vanskelig å lage pålitelige vurderinger av generelle trender. Avrenning fra land via elvene utgjør en vesentlig kronisk kilde til oljeforurensning.

---

**Figur 10.8 Antall ulykker i ulike regionale havområder**

---

Kilde: ITOPF 1997

---

**Figur 10.9 Årlige forekomster av oljeflak i Nordsjøen observert fra luften**

---

Kilde: BAWG 1997

I tillegg kan flere små og noen ganger store utslipp i soner med stor skipsfart forårsake betydelige lokale skader (hovedsakelig tilsøling av strender, problemer med innhøsting av fisk og skalldyr, reduserte fuglebestander), og det er behov for tiltak som kan forhindre ulovlige oljeutslipp til sjøen. Det finnes ikke bevis for uopprettelige skader på havets ressurser, verken fra større oljeutslipp eller fra kroniske oljekilder (GESAMP 1993).

#### 10.4. Fiske og fiskeoppdrett

Det er en kritisk overkapasitet i den europeiske fiskeflåten. I henhold til en ny rapport (ICES 1996) må kapasiteten reduseres med 40 % for å være tilpasset tilgjengelige fiskeressurser.

Overfiske kan ha stor innvirkning på økosystemene i havet. I Nordsjøen vil for eksempel overfiske berøre stabiliteten og bærekraftigheten ved den marine flora og fauna. Følgene kan være direkte eller indirekte, som skade på havbunns habitater forårsaket av f.eks. bomtråling. Det kan også være indirekte følger for andre arter, herunder sjøfugler og sjøpattedyr.

Fiskeoppdrett, som delvis brer om seg som svar på problemet med overfiske, kan medføre høye næringsstoffnivåer og mikrobiologisk forurensning av havmiljøet.

---

#### Kart 10.1 Store utslipp fra tankbåter, 1970-96

---

Kilde: ITOPF 1997

I de fleste tilfellene drives oppdrett i flytende anlegg, der merdene danner beskyttede, halvt innestengte områder, noe som vanligvis gir dårlig vannutveksling. Slike områder vil være særlig mottakelige for utslipp av næringsstoffer, antibiotika osv. fra oppdrettsanleggene. Fiskeoppdrett kan forårsake genetiske forstyrrelser i det naturlige økosystemet, innføring av fremmede arter, overføring av sykdommer og parasitter og forurensning av kjemikalier.

Selv om det er vanskelig å kvantifisere virkningene av fiske, finnes det nok beviser på alvorlig og ugjenkallelig skade til å kreve at et føre-var-prinsipp anvendes på forvaltningen av havet, som vektlagt i Rio-erklæringen og Agenda 21.

#### **10.4.1. Fiske og fiskebestander**

Årlig fangst har de siste 15 årene vært stabil med 10-12 millioner tonn (figur 10.10). De 17 landene som er tatt med her står for 96 % av samlede landinger saltvannsfisk i Europa.

De største fiskerinasjonene er Norge, Danmark, Island, Russland, Spania, Storbritannia og Frankrike. Det har vært en stor nedgang i fisket i fjerntliggende farvann i Det tidligere Sovjetunionen, Polen, Romania og Bulgaria, med tilsvarende reduserte fangstmengder. Disse landenes andel av samlede landinger fra fjerne farvann er redusert fra omtrent 40 % i 1983 til rundt 20 % i 1993. Fiskeflåten i disse landene er vanligvis gammel og har et stort behov for modernisering.

**Figur 10.10 Fiskefangst og akvakulturproduksjon, 1980-95**

---

**Kilder:** ICES, FAO

Frankrike, Norge, Spania, Nederland og Storbritannia har den største produksjonen oppdrettsfiske. Størst økning har det vært i Norge (hovedsakelig lakseoppdrett). Produksjonen går ned i Spania, mens den i de fleste andre land øker. Samlet produksjon ved europeiske oppdrettsanlegg økte fra omkring 0,6 til omkring 0,9 millioner tonn mellom 1980 og 1994, men utgjør likevel bare omtrent 8 % av den samlede fiskefangsten i Europa.

Årlig fangst og bestand i de store havområdene i Europa framgår av figur 10.11. Opplysningene er basert på fangststatistikk og bestandsvurderinger rapportert av ICES og FAO.

#### *Barentshavet*

Barentshavet har relativt få arter (hovedsakelig lodde, sild og torsk), noen av dem i svært store bestander. Det ser ikke ut til å være noen problemer med bestandene. Loddebestanden og den nordatlantiske torskestammen er muligens verdens største bestander av sin art. Loddebestanden brøt sammen som følge av sviktende rekruttering to ganger mellom 1985 og 1995, men gir enorme fangster (over 5 millioner tonn per år) når den blomster.

#### *De nordlige havområder*

De nordlige havområder (havområdene ved Norge, Island og Grønland) er et stort område med flere dype bassenger. Blanding av varme atlantiske og kalde arktiske vannmasser gir høy biologisk produksjon. Området domineres av store pelagiske bestander av sild, lodde og kolmule. Bestandene med bunnfisk finnes hovedsakelig på den islandske og den norske kontinentalsokkelen.

De økte landingene av pelagisk fisk de siste årene har hovedsakelig bestått av sild, en bestand som har kommet seg etter at den brøt sammen på slutten av 1960-tallet. Sildefisket har vært sterkt begrenset, med praktisk talt ikke noe fiske på 1970-tallet. Den årlige kvoten er nå 1,5 millioner tonn. Avtaler som nylig er inngått mellom de viktigste samarbeidspartene om fangsttak og kvoter (ICES 1997) bringer håpet om at sildebestanden fra nå av vil bli forvaltet på en mer forsvarlig måte.

De pelagiske artene har solide bestander i islandske farvann (ICES 1997). Enkelte demersale bestander på den islandske kontinentalsokkel hadde nådd et historisk lavmål forrige tiår, men takket være streng regulering ser nå ut til å gi resultater, og arter som torsk og enkelte andre bestander øker igjen (ICES 1996).

#### *Nordsjøen*

Nordsjøen inneholder en lang rekke fiskearter som brukes til konsum eller til industriformål (fiskemel og –olje). Samlet årlig fangst økte fra 1 million tonn i begynnelsen av dette århundret til 1,8-2,8 millioner tonn de siste 15 årene. Fangsten domineres nå av arter til industrien. Landingene av pelagiske arter er svært ujevne, mens landingene av demersale arter går ned (ICES 1996).

Situasjonen for de bestandene som utnyttes kommersielt er dårlig. Makrellbestanden har brutt sammen og viser ingen tegn til bedring. Det viktigste unntaket er arter som går til industrien og som sannsynligvis kan tåle dagens nivå. Bifangst i det kommersielle fisket forårsaker rovdrift på andre arter. Det har vært en liten nedgang i fiskeflåten i 1995 og 1996.

#### *Østersjøen*

Forholdene i Østersjøen domineres av stor tilførsel av ferskvann fra de omkringliggende landene og stor, men ujevn, utveksling av sjøvann, hovedsakelig om vinteren. Stor tilførsel av næringsstoffer kombinert med liten bevegelse i vannmassene og liten tilførsel fra Nordsjøen påvirker hele sjøen, og de fleste dype bassengene lider av oksygenmangel.

**Figur 10.11** Gytebestand, biomasse og landinger i de store regionale havområdene, 1980-95

|                        |
|------------------------|
| Østersjøen             |
| Barentshavet           |
| Svartehavet            |
| Middelhavet            |
| Nordsjøen              |
| Norskehavet            |
| Vest for Storbritannia |

**Merknad:** gytebestand som summen av de viktigste kommersielle fiskebestandenes biomasse som er under vurdering. Kilde: ICES, FAO

Dette truer torskebestandene, som også er svekket av overfiske. Østersjølaksen er i faresonen da den har hatt stor svikt i reproduksjonen siden 1970-tallet, sannsynligvis på grunn av forurensning av klororganiske forbindelser (ICES 1994).

#### *Havområdet vest for de britiske øyer*

Dette er gyteområde for to pelagiske arter, kolmule og makrell, som begge bruker Norskehavet og Nordsjøen som beiteområder. Hvert år fanges mer enn 1 million tonn kolmule og makrell. Makrellbestanden er redusert fra 4 millioner tonn tidlig på 1970-tallet til rundt halvparten, og regnes nå for å være på sitt laveste siden 1972. Estimater av kolmulebestanden går fra 2 til 5 millioner tonn, og gytebestanden forventes å øke (ICES 1997). Torske- og lysingbestandene er tett innpå sikker biologisk grense.

#### *Biscayabukta og de iberiske hav*

Den iberiske region langs sokkelområdet øst i Atlanterhavet er svært produktiv ettersom varme vannmasser rike på næringsstoffer stiger til overflaten. Regionen har et stort antall kommersielle og ikke-kommersielle fiskearter. Lysingbestandene er urovekkende lave og vil sannsynligvis ikke restitueres med dagens beskatningsnivå. Sardinbestanden, som i flere år har gått ned, er nå veldig liten og under sikker biologisk grense. Fangsten av makrell og makrellbestandene har vært relativt stabile de siste 10 årene (ICES 1996).

#### *Middelhavet*

Mangelfullt tallmateriale gjør det vanskelig å følge og vurdere de marine bestandene. Det er bevis for at demersale arter overbeskattes. Det drives også rovfiske på de små bestandene pelagisk fisk, men forbruket av små pelagiske fisker som for eksempel sardiner og ansjos i det østlige Middelhav regnes som innenfor sikker biologisk grense. Situasjonen for større pelagiske arter som tunfisk og sverdfisk er også foruroligende. Ungfisk fanges i store mengder, og det er tegn til at bestandene reduseres.

#### *Svartehavet*

Fangstene i Svartehavet økte fram til 1985-86, og gikk deretter markert ned. Ansjosfangsten på den nordvestlige sokkelen ble redusert til en tidel, og ansjosfisket i Azovhavet opphørte totalt etter 1989. Dette sammenbruddet i fisket henger sammen med overfiske – flåten økte fra 1 800 båter i 1976 til 4 000 i 1995 (GEF/BSEP 1997) – og med dårligere vannkvalitet. De fleste små pelagiske artene, herunder ansjos, har delvis tatt seg opp igjen siden begynnelsen av 1990-tallet (GEF/BSEP 1997).

#### **10.4.2. Tiltak og framtidssikter**

EUs felles fiskeripolitikk (CFP), som er den viktigste fiskeripolitikken i Europa, har som hovedmål å avpasse kapasitet til tilgjengelige ressurser. Overkapasitet i EUs flåte regnes som det viktigste hinderet for gjennomføring av et bærekraftig fiske. Problemet er tatt opp i en serie flerårige veiledningsprogrammer (MAGP), som har gitt en reduksjon i flåtens tonnasje på 15 % mellom 1991 og 1996. I 1997 ble følgende nye målsetninger avtalt mot 2002: en nedbygging på 30 % i flåten som fisker etter bestander som «er i fare for forringelse» (f.eks. torsk i Nordsjøen), en reduksjon på 20 % for «overfiskede» bestander (f.eks. sverdfisk i Middelhavet) og null økning i fisket av øvrige bestander, med noen unntak.

Bruken av fangsttak (TAC) for å begrense fisket er fremdeles det viktigste forvaltningsverktøyet innenfor EUs felles fiskeripolitikk (CFP). Disse brukes sammen med tekniske virkemidler som tar sikte på å påvirke fangstmetodene, for eksempel ved restriksjoner på maskevidden. Bruken av disse tiltakene på flerartsfiske og mangelen på informasjon om tilstanden for flere av bestandene (særlig demersale og mindre pelagiske bestander i Middelhavet) undergraver imidlertid effektiviteten av disse tiltakene. Kvoter gir kun en grense for lovlige landinger, men kan verken forhindre tilfeldig fangst av uønsket fisk eller andre arter eller forhindre ulovlige landinger, som så blir solgt svart. I betraktning av manglene ved dagens ordninger, rettes større oppmerksomhet mot kontroll av fisket den enkelte båt driver, såkalt «innsatskontroll»

Den internasjonale fiskerikommisjonen for Østersjøen har avtalt fangsttak (TAC) og nasjonale kvoter for Østersjøen. Helsinki-kommisjonen prioriterte i 1997 ytterligere skjerping av gjeldende regelverk mot beste tilgjengelige teknologi og beste miljøvernpraksis, og styrket flere anbefalinger med tilleggskrav eller skjerpede krav.

Landene rundt Middelhavet har sin egen nasjonale fiskeripolitikk. EU samordner politikken for medlemsstatene i betraktning av vedtakene truffet av Fiskerirådet for Middelhavet. Forvaltning på nasjonalt og internasjonalt plan fokuserer på tiltak som kontroll av konsesjon og subsidier snarere enn av kvoter. Det er en alvorlig mangel på informasjon om bestandenes tilstand, hovedsakelig på grunn av mangelfullt tallmateriale og manglende samordning.

I Svartehavet gjelder ingen kvoteordninger eller fangstkontroll, og det er ikke inngått internasjonale avtaler om forsvarlig fangstnivå. Selv om størrelsen på flåten i det nordlige Svartehav er gått ned på grunn av manglende midler til vedlikehold, er investeringen i fiskeflåten (som nå drives med tap) en vedvarende trussel. Det er også frykt for en rask utvikling innen oppdrettsnæringen for å møte behovet, uten at nødvendige sikkerhetsforanstaltninger er på plass.

Av andre virkemidler kan vi nevne en FN-konvensjon om vandrende og langtmigrerende fiskebestander, som er ment som et hjelpemiddel til å sikre bevaring av omlag 10 % av verdens samlede fiskebestander tatt på det åpne hav så vel som bestander som vandrer mellom territoriale farvann. I 1995 vedtok en FN FAO-konferanse en frivillig Atferdskodeks for ansvarlig fiske.

Sammen med ikke-statlige organisasjoner (NGOer) setter forbrukerne nå fokus på en bærekraftig fiskeriforvaltning. Forbrukernes bekymring omkring fiskeressursene er økt etter kampanjer fra NGOer, særlig Greenpeace. I 1996 opprettet Verdens naturfond og Unilever den uavhengige institusjonen Marine Stewardship Council (MSC). Et av målene er å fremme markedsdrevne løsninger ved å innføre merking av sjømatprodukter.

Ut fra denne oversikten kan vi generelt si at dagens kontroller, retningslinjer og tiltak innenfor fiskerinæringen enten er utilstrekkelige eller ikke gjennomført på en effektiv nok måte, og at mer må gjøres for å oppnå en bærekraftig fiskerinæring i Europa.

### **10.5. Endringer i og forvaltning av kystsoner**

Kystsonene i Europa representerer store økonomiske og økologiske verdier og tiltrekker et stort antall menneskelige aktiviteter. Befolkningen i urbane tettsteder langs kysten utgjør omtrent 120 millioner og fortsetter å øke, noe som skaper økende konkurranse om begrensede ressurser samt forurensning, ødeleggelse av habitater og kysterosjon. Vedvarende press for å bygge ut kystområder til boliger, industri, turisme, fiskerier og annet vil forverre disse problemene. Tabell 10.4 gir en oversikt over utviklingen innenfor de samfunnsøkonomiske sektorene i Europas kystområder.

Industri, transport (herunder skipsfart og havner) og urbanisering forårsaker store miljøbelastninger på alle regionene (kart 10.2). Turisme og rekreasjonsbruk har vesentlige konsekvenser for Middelhavet og den sørvestlige delen av Østersjøen. Ødeleggelse av habitater og vegetasjon og forstyrrelse av fauna forekommer i elvedeltaer i middelhavsområdet (kart 10.3).

Kystlandskapets sårbarhet overfor denne utviklingen avhenger av kystens karakter, habitater og belastningenes art. Kystsletter er vanligvis mer sårbare enn steinete kyster, og lavt flomål gjør kysten mer sårbar enn høyt flomål, særlig når det gjelder forurensning og endret hydrologi i overflate- og grunnvann (CZM Centre, EUCC 1997).

Kystsonene er dynamiske og utsettes ofte for erosjon (Bird 1986). De er også blant de områdene som mest sannsynlig vil bli berørt av følgene av klimaendringer (Watson m.fl. 1995), særlig av endringer i vannets kretsløp og høyere havnivå.

**Tabell 10.4 Oversikt over utviklingen innenfor de samfunnsøkonomiske sektorer i Den europeiske unions kystområder**

| Sektorer     | Industri | Energi | Urbanisering | Turisme og rekreasjon | Transport | Skipsfart og havner | Fiske | Landbruk |
|--------------|----------|--------|--------------|-----------------------|-----------|---------------------|-------|----------|
| Kystregion   |          |        |              |                       |           |                     |       |          |
| Østersjøen   | 0        | +      | +            | ++                    | ++        | ++                  | -     | 0        |
| Nordsjøen    | 0        | +      | ++           | +                     | ++        | +++                 | --    | -        |
| Atlantehavet | 0        | +      | +            | +                     | ++        | 0                   | --    | -        |
| Middelhavet  | 0        | 0      | +++          | +++                   | +++       | ++                  | --    | -        |

+ + + +++ liten, moderat, stor vekst

0 mot stabilisering eller ustabil utvikling

--liten, moderat nedgang

**Kilde:** EEA, ETC/MC

Enkelte andre miljøproblemer i kystområdene er beskrevet i boks 10.4.

Å oppnå bærekraftig utvikling i kystsonene samtidig som de påvirkes av kystsystemets fysiske, biologiske og kjemiske dynamikk, dreier seg i hovedsak om arealbruksplanlegging og regional utvikling. Utviklingene når det gjelder miljøkvalitet og fiskebestandene er beskrevet i foregående avsnitt og de mulige politiske reaksjonene kan få store konsekvenser for lokalsamfunn, som kan være svært avhengig av turisme eller fiskerier.

---

**Kart 10.2 Forventet trussel om urbanisering på ulike typer kystlandskap**

---

Forventet trussel på ulike typer kystlandskap fra den urbane sektor

**Kilde:** EEA, ETC/MC



I tillegg har mange problemer som gjelder kysten grenseoverskridende dimensjoner (vannkvalitet og ferskvannskvantiitet, fiske, turisme, forringelse av habitater og forurensning), noe som krever strategisk planlegging. Det var på denne bakgrunn konseptet Integrert kystsoneforvaltning (ICZM) oppsto. Selv om behovet for slik integrasjon er alminnelig anerkjent, går gjennomføringen av ICZM-programmene tregt i de fleste europeiske land.

---

**Kart 10.3 Forventet trussel fra turisme og rekreasjon på ulike typer kystlandskap**

---

Forventet trussel fra turisme- og rekreasjonssektoren på ulike typer kystlandskap

**Kilde:** EEA, ETC/MC

Datamaterialet som er nødvendig for å utvikle slike programmer er mangelfullt og ofte uegnet for sammenligninger (WCC'93 1993). Ministrene fra landene rundt Østersjøen vedtok på sin fjerde ministerkonferanse i oktober 1996 en rekke felles anbefalinger med hensyn til planlegging av kystsonene i området rundt Østersjøen. Andre områder (f.eks. Svartehavet, Middelhavet) mangler en sammenhengende ICZM-strategi.

Flere EU-initiativer tar sikte på å realisere en bærekraftig utvikling i kystsonene. Et europeisk demonstrasjonsprogram (DGXI) utreder driften av integrerte forvaltnings- og samarbeidsprosedyrer i 35 kystsoner. LACOST-prosjektet har til formål å utarbeide et kvantitativt estimat over endringer i arealdekke og arealbruk i kystområdene i perioden 1975-95 ved hjelp av fjernregistreringsdata.

I betraktning av de raske endringene som skjer i noen av Europas kystsoner ville det imidlertid være uklokt å vente med å sette i gang initiativer innen integrert kystsoneforvaltning til alt datamaterialet er tilgjengelige i et felles format. Forbedret nasjonal planlegging av kystsonene kan være et umiddelbart og viktig bidrag til integrert kystsoneforvaltning.

#### **Boks 10.4 CoastWatch Europe**

Hver høst siden 1989 har nettverket CoastWatch Europe (CWE) gjennomført en storskala-undersøkelse av kysten og framskaffet informasjon om kysten, kloakkutslipp, søppel, forurensning og ødeleggelse av habitater. Her er noen resultater:

##### **Olje og tjære på stranden**

Data fra 1989 til 1995 viser forurensning av olje (ethvert flytende hydrokarbonprodukt) i mellom 10,8 % og 15,0 % av enhetene som ble gransket (1 enhet = 500 m strand fra lavvannslinjen til bakland), og av tjære (ethvert fast hydrokarbonprodukt) i mellom 8,6 % og 16,4 %, uten klare tidstrender.

##### **Fugler tilsølt av olje**

Gjennomsnittlig antall fugler tilsølt av olje per 50 km strand ble registrert i 14 land. I 1994 ble det største antallet funnet i Spania (28), etterfulgt av Litauen (20), Polen (15), Nederland og Portugal (10 i hvert land), med 6 og 0 andre steder. Det er ingen sammenheng mellom antallet fugler som blir tilsølt av olje og mengden olje og tjære som observeres på stranden, sannsynligvis fordi store mengder sjøfugler rett og slett ikke er til stede når lokale oljeutslipp finner sted.

##### **Store søppelmengder**

Hovedkilden til søppel i hav- og kystmiljøet er sannsynligvis avfallsutslipp fra skipsfarten (IMPACT 1997). Det synes ikke som om internasjonale avtaler, ratifisert av mange land, har forbedret situasjonen på noen måte. Mye av materialet som er funnet er fyllmasser (f.eks. bruddstein fra byggeplasser) fraktet fra innlandet til kysten med elver eller vannveier eller plassert der med hensikt som ledd i individuelle eller offisielle kontrolltiltak mot erosjon. Gamle dekk brukes også til å kontrollere erosjon, noe som delvis kan forklare de brukte dekkene som ble funnet på 12–18 % av overvåkingsstedene. Det var ingen klare tidstrender.

#### **Referanser**

AMAP (1997). A State of the Arctic Environment Report. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Assessment Report, kapittel 10, Petroleum hydrocarbons. s. 145-158.

Ambio (1990a). Spesialutgave nr. 3: Marine Eutrophication, vol 19, 1990.

Ambio (1990b). Spesialutgave nr. 7: Current Status of the Baltic Sea, 1990.

Baden S.P., L.O. Loo, L. Phil, R. Rosenberg (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. Rapport 97/3/2-E.

Bayona, J.M. og C. Maldonado (under utarb.). State of knowledge of petroleum hydrocarbons in the Black Sea region. (Manuskriptet er ikke publisert).

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, Amsterdam, Nederland, Elsevier 1993, vol. 3, s. 469-474.

Belin C., J.P. Berthome, P. Lassus (1989). Dinoflagelles toxiques et phénomènes d'eaux colorées sur les côtes françaises: Evolution et tendances entre 1985 et 1988. I *Hydroecol. Appl.* nr. 1-2, s. 3-17.

Belin, C., B. Beliaeff, B. Raffin, M. Rabia, F. Ibanez, P. Lassus, G. Arzul, E. Erard Le Denn, P. Gentien, C. Marcaillou Le Baut (red.) (1995). Phytoplankton time-series data of the French phytoplankton monitoring network: Toxic and dominant species. Prolifération d'Algues Marines Nuisibles. Paris, Frankrike, 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. Gentili, 1992. Phosphorus and nitrogen behaviour in the Mediterranean Sea. In *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: R.A. Vollenweider, R. Marchetti og R. Viviani, Elsevier, 1310 sider.

Brown J., A.K. Kolstad, B. Lind, A.L. Rudjord, P. Strand (1998). Technetium-99, Contamination in the North Sea and in Norwegian Coastal Areas 1996 and 1997. NRPA-rapport 1998:3. Statens strålevern, Østerås, Norge.

Cociasu A., L. Dorogan, C. Humborg, 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*. National Spatial Planning Agency of the Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, Nederland.

GEF/BSEP (1997). *Global Environment Facility Black Sea Environment Programme. Black Sea Transboundary Diagnostic Analysis*. FNs utviklingsprogram. 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. In *Marine Coastal Eutrophication*. Red.: R.A. Vollenweider, R. Marchetti og R. Viviani. Elsevier, 1310 sider.

Graneli E., K. Wallstrom, U. Larsson, W. Graneli, R. Elmgren, (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*. Bakgrunnsdokument. *Balt. Sea Environ. Proc.*, nr. 64B.

ICES (1994). *Report on the study group on occurrence of M-74 in fish stocks*. Det internasjonale havforskningsrådet, rapport C.M. 1994/ENV, nr. 9.

ICES (1996). *The 1996 Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management*. Det internasjonale havforskningsrådet, *Coop. Res.*, Rep. nr. 221.

ICES (under trykking). *The 1997 Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management*. Det internasjonale havforskningsrådet.

IMPACT (1997). Litter in the marine environment: a serious international problem where joint action is urgently needed. Oversikt framlagt av Sverige. 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., P.E. Mihnea (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., S. Hällfors og E. Rantajarvi (1995). Phytoplankton blooms in the Baltic Sea in 1995. HELCOM EC6-dokument.

- Margottini, C. og D. Molin (1989). Fenomeni algali nel Mar Adriatico i 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., G. Nespoli, A. Rinaldi (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 S. Ramamoorthy (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-/Paris-kommisjonen, London. Olsen & Olsen, Fredensborg, Danmark, 132+vi sider.
- OLF (1991). *Discharges to the Sea. Oljeindustriens landsforenings (OLF) miljøprogram, rapport fase I, del B*, Stavanger, Norge, 72 sider.
- Olsson, M., O. Andersson, A. Bergman, G. Blomkvist, A. Frank, C. Rappe (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., G. Montari, A. Ghetti, og C.R. Ferrari (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., R. Elmgren, S. Fleischer, P. Jonsson, G. Persson, H. Dahlin, (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. Rapport for 1994. Statens forurensningstilsyn, 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 forurensningstilsyn, Norge, rapport 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, Aten. 142 sider.
- Watson, M.C., R. Zinyowera, Moss (redaktører) (1995). *Climate Change, Impacts, Adaptation and Mitigation of Climate Change*. Bidrag fra arbeidsgruppe II til FNs klimapanel rapport nr. 2. R. T. ISBN 0-521-56437-9.
- WCC '93 (1993). Preparing to Meet the Coastal Challenges of the 21st Century. Rapport fra World Coast Conference, Noordwijk 1.-5. november 1993. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Haag, Nederland.
- Yilmaz, A., S. Yemenicioglu, C. Saydam, S. Turgul, O. Basturk og I. Salihoglu (1995). Trends of pollutants in the north-eastern Mediterranean southern coast of Turkey. (Framlagt for FAO i 1995 som kapittel i en utgivelse).

## 11. Jordforringelse

### Hovedkonklusjoner

I Vest-Europa er det identifisert mer enn 300 000 potensielt forurensede lokaliteter, men det totale antallet i hele Europa er nok betydelig høyere.

Selv om Miljøprogrammet for Europa oppfordret til identifisering av forurensede lokaliteter, har mange land fremdeles ikke fått ferdig noen komplett oversikt. Omfanget av problemet er vanskelig å vurdere på grunn av manglende enighet om definisjoner. Europakommisjonen utarbeider en Hvitbok om miljøansvar, og entydige definisjoner kan gjøre arbeidet lettere. De fleste vesteuropeiske land har vedtatt regelverk med sikte på å forebygge ulykker og rydde opp i eksisterende forurensning.

I Øst-Europa utgjør forurensning av grunnen rundt nedlagte militærbaser den største faren. De fleste landene i regionen har begynt å evaluere problemene i denne sammenheng. Imidlertid har mange land i Sentral- og Øst-Europa og Europas nye, uavhengige stater ennå ikke utarbeidet juridiske og finansielle rammer for å kunne håndtere problemet.

Et annet alvorlig problem er tapet av jord som blir «forseglet» under for eksempel industrianlegg og transportinfrastruktur, noe som reduserer framtidige generasjoners bruksmuligheter for arealet.

Jorderosjonen øker. Rundt 115 millioner hektar er berørt av vannerosjon og 42 millioner hektar av vinderosjon. Problemet er størst i middelhavsregionen på grunn av regionens sårbare miljø, men problemet er til stede i de fleste europeiske land. Jorderosjon forsterkes ved brakklegging og skogbrann, særlig i marginale områder. Strategier som f.eks. nyplanting for å bekjempe den stadig økende jorderosjonen, savnes flere steder.

Forsaltning av jorden berører nær 4 millioner hektar, hovedsakelig i landene rundt Middelhavet og i Øst-Europa. Hovedårsakene er overutnyttelse av vannressursene i tilknytning til irrigasjon for jordbruksformål, befolkningsvekst, industri- og byutvikling og turismens ekspansjon i kystområdene. For dyrket land gir dette seg utslag i redusert eller feilslått avling. Mange land har ingen strategi for å bekjempe forsaltningen av jordbunnen.

Erosjon og forsaltning av jorden har økt risikoen for forørkning i de mest sårbare områdene, særlig i middelhavsregionen. Informasjon om omfanget av forørkningen er begrenset, og ytterligere arbeid er nødvendig for å utvikle forebyggende strategier, eventuelt innenfor rammen av De forente nasjoners konvensjon om bekjempelse av forørkning.

### 11.1. Innledning

Som i så mange andre deler av verden, forringes jordsmonnet i Europa av menneskelige aktiviteter som jordbruk, industri, urbanisering og turisme.

Selv om jorden i prinsippet er en fornybar ressurs, går naturlige jordfornyende prosesser svært sakte. Det kan ta flere tusen år før jord som er utpint eller ødelagt på annen måte igjen er gjenoppbygget. Samtidig som problemene med jordsmonnet generelt er mindre i Europa enn i enkelte andre deler av verden, utsettes store områder for lokal forurensning, forsaltning, jordpakking, vannerosjon og vinderosjon.

Under urbaniseringen i Europa på 1970-tallet gikk store arealer potensielt produktivt land ugjenkallelig tapt. Avgangen var oppe i hele 120 ha per dag i Tyskland, 35 hektar per dag i Østerrike og 10 hektar per dag i Sveits (Van Lynden 1995).

Over 300 000 potensielt forurensede lokaliteter er identifisert i Vest-Europa. Økende saltkonsentrasjoner og alkalinitet berører nær 4 millioner ha jord, hovedsakelig i middelhavslandene og i landene i Øst-Europa. I Europa er rundt 115 millioner ha truet av vannerosjon og 42 millioner ha av vinderosjon. Forørkning forekommer særlig i middelhavsregionen på grunn av regionens sårbare miljø.

## 11.2. Forurensede lokaliteter

Den enorme økningen i avfall og den omfattende bruken av kjemikalier de siste 40 årene har forårsaket en rekke problemer. Forurensningen av jorden skyldes først og fremst:

- uhensiktsmessig eller ulovlig avfallsdeponering,
- ukorrekt håndtering av farlige stoffer (f.eks. tap, uhensiktsmessig lagring),
- nedlagte industrianlegg, militære områder og gruver,
- ulykker.

Noen eksempler på konsekvensene er gitt i boks 11.1.

### 11.2.1. Problemets omfang

Data om forurensede lokaliteter fra de ulike europeiske land er svært sammensatte og kan ikke sammenstilles på en pålitelig eller forenlig måte. For enkelte EU-land er det ikke en gang mulig å framskaffe nasjonale data ettersom koordinering bare skjer på regionalt plan (f.eks. Tyskland og Belgia). Uten felles definisjoner på europeisk plan av forurensede områder er det vanskelig å si hvor stort problemet egentlig er. Ettersom EU vurderer å støtte oppryddingstiltak, er det et presserende behov for felles definisjoner.

Tabell 11.1 gir en pekepinn på omfanget av problemet. Tabellen gir en oversikt over antallet områder som definitivt eller potensielt er forurenset i 14 land i Vest-Europa og fire i Sentral- og Øst-Europa.

#### Boks 11.1: Konsekvenser av jordforurensning – utvalgte europeiske lokaliteter

**Østerrike:** I 1993 ble det kjent at et tradisjonelt anlegg for bearbeiding og resirkulering av metall i delstaten Kärnten utgjorde en alvorlig helse- og miljørisiko, og at umiddelbare tiltak måtte treffes. Anlegget hadde vært i drift og bearbeidet farlige stoffer i mer enn 100 år. Virksomheten omfattet en rekke store smelteover og avfallsanlegg. Blant de verste konsekvensene var høye tungmetallnivåer i grunnvannet på grunn av uhensiktsmessig avfallshåndtering og opphopning av støvpartikler av tungmetall fra ubeskyttede deponier. Oppryddingen startet i 1995, vil vare fram til 2002 og koste omkring 37 millioner ECU (UBA 1997).

**Estland:** På den tidligere sovjetiske marinebasen i Paldiski er et nedlagt opplæringscenter for ubåtoffiserer og en torpedofabrikk identifisert som to av mange alvorlige forurensningskilder. En rekke ulike former for avfall og skipsvrak er funnet i havnebassenget, og det er høye nivåer av radioaktiv forurensning i sedimentene. Havneområdet fungerer som deponi for diverse materialer, særlig drivstoff, kjemikalier og torpedoer. På opplæringscenteret finnes to ubåtrektorer, et kjelhus og et behandlingsanlegg for spillvann. Derfor representerer basen et særlig problem, nemlig radioaktiv forurensning. Kostnadene ved midlertidige tiltak bare for å fjerne atomreaktorene beregnes til et sted mellom 55 og 90 millioner ECU (UBA Berlin 1997).

**Finland:** I 1987 ble høye konsentrasjoner (70-140 µg/l) med klorfenol funnet i springvannet i Järvela i Sør-Finland. Deretter ble det funnet klorfenol i konsentrasjoner fra 56 til 190 µg/l i det dyptliggende grunnvannet mellom vannverket og et sagbruk som produserte kryssfinér, trefiberplater og tømmer. Tetraklorfenol var fra 1940-årene til 1984 det viktigste virkestoffet for å forhindre blåråte i tre. Forurensningen av grunnvannet nådde også en innsjø i nærheten. En vesentlig forhøyet risiko for non-Hodgins-lymfom ble funnet hos personer som spiste fisk fra innsjøen (P. Lampi m.fl.1992).

**Norge:** I 1993 og påfølgende år ble det funnet høye konsentrasjoner av PCB i sedimentene på et område på omlag 600 000 m<sup>2</sup> ved marinebasen Haakonsvern i Bergen. Høye PCB-nivåer ble funnet i fisk og krabber, og folk ble oppfordret til ikke å spise fisk og skalldyr fra området. Oppryddingen tar sikte på å halvere forurensningsnivåene i området innen 1998. Restriksjoner på fisket vil gjelde i 10 år fra 1998 (Forsvarets Bygningstjeneste 1996).

Det er innlysende at de fleste landene er i et tidlig stadium når det gjelder identifisering og registrering av områder. Kun noen få land, f.eks. Danmark, Sveits og Tyskland, har så langt identifisert mer enn to tredeler av det forventede totale antall forurensede lokaliteter.

De fleste landene i Øst-Europa møter de samme problemene som landene i Vest-Europa, særlig i områder med lange tradisjoner innenfor tungindustri eller nedlagte militærbaser.

**Tabell 11.1 Tilgjengelige data om definitivt eller potensielt forurensede lokaliteter**

|               | Industri-lokaliteter |         | Avfallslokaliteter |         | Milit omr. | Potensielt forurenset |                       | Forurensede lokaliteter |                       |
|---------------|----------------------|---------|--------------------|---------|------------|-----------------------|-----------------------|-------------------------|-----------------------|
|               | nedlagt              | i drift | nedlagt            | i drift |            | identifisert          | anslag, totalt antall | Identifisert            | anslag, totalt antall |
| Albania       | •                    | •       | •                  | •       |            |                       |                       | 78                      |                       |
| Østerrike     | •                    | •       | •                  | •       | •          | 28 000                | ~80 000               | 135                     | ~1 500                |
| Belg/Fland.   | •                    | •       | •                  | •       | •          | 4 583                 | ~ 9000                |                         |                       |
| 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                   |                       |
| Frankrike     | •                    | •       | •                  | •       | •          |                       | 300 000               | 895                     |                       |
| Tyskland      | •                    | •       | •                  |         | •          | 191 000               | ~240 000              |                         |                       |
| Ungarn        | •                    | •       | •                  | •       | •          |                       |                       | 600                     | 10 000                |
| Italia        | •                    | •       | •                  | •       |            | 8 873                 |                       | 1 251                   |                       |
| Litauen       | •                    | •       | •                  | •       | •          | ~1 700                |                       |                         |                       |
| Luxemb.       |                      |         | •                  | •       |            | 616                   |                       | 175                     |                       |
| Nederl.       | •                    | •       | •                  | •       | •          | 110 000~120 000       |                       |                         |                       |
| Norge         | •                    | •       | •                  | •       | •          | 2 300                 |                       |                         |                       |
| Spania        | •                    | •       | •                  | •       |            | 4 902                 |                       | 370                     |                       |
| Sverige       | •                    | •       | •                  | •       | •          | 7 000                 |                       | 2 000                   |                       |
| Svetis        | •                    | •       | •                  | •       | •          | 35 000                | 50 000                | ~3 500                  |                       |
| Storbritannia |                      |         |                    |         |            |                       | ~100 000              |                         | ~10 000               |

• områder er identifisert i denne kategorien

**Kilde:** EEA - ETC/S 1997

**Tabell 11.2 Anslag over tidligere sovjetiske militærbaser**

| Land                     | Tidligere sovjetiske baser | Areal (ha) | Systemvurdering av     | Andre baser     |
|--------------------------|----------------------------|------------|------------------------|-----------------|
|                          |                            |            | alle baser             | 2 400 nasjonale |
| Den tsjekkiske republikk | 70                         | 81 000     | alle baser             |                 |
| Estland                  | 1 565                      | 46 000     | alle baser             | 100 nasjonale   |
| Ungarn                   | 171                        | 100 000    | alle baser             |                 |
| Latvia                   | 850                        | 67 762     | alle baser             |                 |
| Litauen                  | 275                        | 70 000     | alle baser             |                 |
| Polen                    | 59                         | 12 800 000 | alle baser             |                 |
| Den russiske føderasjon  |                            |            | enkelte utvalgte baser |                 |
| Slovakia                 | 18                         |            | enkelte utvalgte baser |                 |



Hittil er det lagt mest vekt på å vurdere miljøskadene ved tidligere sovjetiske militærbaser. Tabell 11.2 sammenfatter pågående vurderingsaktiviteter. Boks 11.1 beskriver et typisk forurensningsproblem ved tidligere marinebaser i Estland.

Tabell 11.3 beskriver de viktigste forurensningsaktivitetene og -komponentene som forårsaket den største forurensningen i 11 land i Øst-Europa. I de fleste landene er oljeprodukter og tungmetaller de viktigste forurensningskomponentene, mens militærbaser og oljeindustrien vanligvis er de største kildene.

### 11.2.2. Virkninger

Jordforurensning kan ha ulike virkninger på menneskers helse, økosystemene og økonomien og kan skyldes:

- utslipp av forurensende stoffer til jordoverflaten, grunn- eller overflatevannet,
- opptak av forurensning i planter,
- menneskers direkte kontakt med forurenset jord,
- innånding av støvpartikler eller flyktige forbindelser,
- brann eller eksplosjon av fyllplassgasser,
- korrosjon på underjordiske rørledninger og andre bygningskomponenter på grunn av forurenset sigevann eller dannelsen av uheldige grunnforhold.
- produksjon av sekundærstrømmer med farlig avfall,
- konflikt med planlagt arealbruk

#### Innvirkninger på grunn- og overflatevann

Vannoppløselige og flyktige stoffer i jordbunnen kan trenge inn i grunnvannet ved de utvekslingsmekanismer som finnes mellom jordvannet og grunnvannet.

| Tabell 11.3 Viktigste forurensende aktiviteter og stoffer i 11 land i Sentral- og Øst-Europa |  |   |   |   |
|--|--|---|---|---|
| Viktigste forurensende aktiviteter   |  |   |   | Viktigste forurensende stoffer  |
| Land   | Industri                                     | Avfallsdeponering                       | Militære områder  |   |
| <b>Albania</b>   | oljeindustrien, kjemisk industri (PVC)       | kjemiske og metallurgiske avfallsanlegg |   | oljeprodukter, PVC, tungmetaller  |
| <b>Bosnia-Hercegovina</b>  |  |   | minefelt, krigsføring   | tungmetaller  |
| <b>Den tsjekkiske republikk</b>  |  |   | lekkasjer fra brenseltanker   | alle typer  |
| <b>Estland</b>   | oljeskiferindustrien                         |   | flystriper, skipsvrak og brensellagre på tidligere sovjetiske baser | fenoler, brensel generelt   |
| <b>Ungarn</b>  | gassverk, oljeindustri                       |   | tidligere sovjetiske baser generelt                                 | oljeprodukter, tungmetaller, flyktige organiske forbindelser                      |
| <b>Latvia</b>  | vei-/banetransport av olje                   |   | tidligere sovjetiske baser generelt                                 | tungmetaller, flyktige organiske forbindelser, oljeprodukter                      |
| <b>Litauen</b>   | oljeindustrier, depoter for plantevernmidler | fyllplasser generelt                    | tidligere sovjetiske baser generelt                                 | oljeprodukter, tungmetaller, organisk og bakteriologisk avfall, ulike kjemikalier |
| <b>Polen</b>   |  |   | brensellagre på militærbaser  | oljeprodukter   |
| <b>Romania</b>   |  | anlegg for farlig avfall                |   |   |
| <b>Den russiske føderasjon</b>   |  |   | tidligere sovjetiske baser generelt                                 | oljeprodukter, PCB  |
| <b>Slovakia</b>  | industriutslipp                              | avfallsdeponi                           | brensellekkasjer på militærbaser                                    | oljeprodukter, tungmetaller   |

Kilde: EEA - ETC/S 1997

**Tabell 11.4 Egenskaper ved typiske forbindelser på forurensede lokaliteter**

| Forbindelse   | Giftighet |   | Mobilitet og opptak   | Viktigste bruksområder                                   | Hovedkilder                                 |
|---------------|-----------|---|---|--|---|
| Benzen        | T         | C | svært flyktig og vannløselig, fare for grunnvannet, fare for opptak ved svelging og innånding | syntese av aromatiske forbindelser                       | kjemisk industri                            |
| Trikloretylen | Xn        | C |   | viktig avfettingsmiddel                                  | metallurgisk industri, renserier            |
| Fenol         | T         |   |   | syntese av organiske forbindelser                        | kjemisk industri, oljeraffinerier, gassverk |
| Kadmium       |           | C | lav vannløselighet, kan metaboliseres og akkumuleres i planter, fare for opptak ved svelging  | batterier, korrosjonsbeskyttelse, fargestoffer til plast | gruver, avfallslokaliteter                  |
| Bly           | T         |   | lav vannløselighet, innånding av blystøv  | bilbatterier   | gruver, avfallslokaliteter                  |

**Merknad:** Forkortelser:

T = giftig, Xn = helseskadelig,

C = kreftfremkallende

**Kilde:** ROEMPP 1996, EEA-ETC/S 1997

Mobilitet og eksponeringsdoser varierer meget, avhengig av stoff, lokale jordforhold, resipient eller økosystem og klima. Mange arter er mer følsomme for forurensning enn mennesker, og for disse kan enkelte typer forurensning få helsevirkninger selv i konsentrasjoner under det som er tillatt i drikkevann. Mobiliteten ved enkelte av disse stoffene og opplysninger om helsefarene er gitt i tabell 11.4.

Av de stoffene som forurenser grunnen er klorerte hydrokarboner og oljeprodukter de mest mobile. Mobiliteten ved tungmetaller er mer begrenset, men kan øke under særlige omstendigheter. F.eks. er bly mer mobil i et surt miljø enn i et nøytralt eller alkalisk miljø. Men før eller siden vil alle stoffene nå dypere grunnvannslag, som er drikkevannskilden i mange land (se punkt 9.2).

I mange tilfeller har vannverk måttet innstille virksomheten på grunn av forurensning. Det finnes bare fragmentert informasjon om jordforurensningens konsekvenser for drikkevannet. Drikkevannskildene i mange områder i Øst-Europa er forurenset av brenselutslipp fra tidligere militærbaser. En dansk undersøkelse av stengte vannverk avslørte at av 600 stengte brønner var 17 % stengt på grunn av jordforurensning fra industriaktiviteter, 60 % på grunn av landbruksaktiviteter og 23 % på grunn av overforbruk av grunnvannet. I landdistriktene var forurensningen dominert av nitrater, i bydistriktene av organiske løsemidler (se også boks 11.1 – Finland).

#### *Direkte eksponering*

Endringer i arealbruk kan medføre økt eksponering for forurenset jord. Før i tiden ble mange tidligere industriområder og fyllinger brukt til andre formål, f.eks. boliger, skoler og rekreasjonsområder. Risikoen ved svelging eller hudkontakt øker med eksponeringshyppighet og avhenger av type stoff og stoffets giftighet. Barn på lekeplasser regnes som den mest sårbare og utsatte gruppen.

Flyktige stoffer og jordpartikler (via støv) fra forurensede lokaliteter kan inhaleres. Områder hvor olje tidligere ble behandlet eller lagret er typiske kilder for flyktige stoffer, og fyllinger som inneholder tungmetallavfall fra nærliggende gruver og metallbearbeidingsvirksomhet, er typiske kilder for partikler (se boks 11.1 – Østerrike).

Andre risikoer inkluderer eksplosjoner av metan som er dannet i gamle fyllinger og eksponering for tetrakloretylen fra renserier.

Bare i sjeldne tilfeller har det vært mulig å kvantifisere virkningene av direkte eksponering ettersom effektene av svelging eller hudkontakt i de fleste tilfeller verken er umiddelbart synlige eller målbare, og vi vet lite om dose/responsforholdet.

#### *Akkumulering i mat*

Tungmetaller, særlig kadmium og kopper, akkumuleres i høy grad i planter. Dette skjer ofte når tidligere fyllplasser dyrkes opp igjen og tas i bruk til landbruksformål.

Forurenset overflatevann kan resultere i opphopning av miljøgifter i fisk. Klorerte organiske forbindelser tas særlig lett opp i fiskens fettvev (boks 11.1 – Norge), og det samme gjelder visse metaller, f.eks. kvikksølv.

### **11.2.3. Oppryddingstiltak**

#### *Strategi og lovgivning*

I de fleste europeiske land skjer forvaltningen av forurensete lokaliteter på regionalt plan. I de senere år har bevisstheten økt om hvilke risikoer forurensete lokaliteter utgjør, og flere land har lagt fram nasjonale programmer for å fastlegge en omfattende forvaltningsstrategi.

De fleste landene i Vest-Europa har nylig innført regelverk med sikte på å forebygge framtidige problemer og rydde opp i eksisterende forurensning. Forvaltningen av forurensete lokaliteter kommer inn under ulike former for lovgivninger, f.eks. om avfall, beskyttelse av grunnvannet, beskyttelse av miljøet generelt og beskyttelse av jordbunnen. Kun noen få land har en særskilt lovgivning om opprydding, nemlig Belgia/Flandern, Danmark, Nederland og de fleste delstatene i Tyskland og Sveits. Noen land handler gjennom miljøhandlingsplaner (f.eks. Spania, Sverige og Finland), fordi de enten mangler et særlig regelverk eller er i gang med å utarbeide lovgivning.

I landene i Sentral- og Øst-Europa var og er vurdering av miljøskader ved tidligere sovjetiske baser av ytterste viktighet, noe som har resultert i iverksettelsen av en rekke nasjonale programmer. I de fleste landene dekkes bevaring og gjenoppbygging av jorden i den generelle miljølovgivningen. Mange land har etablert spesifikke prosjekter. For eksempel lanserte Ungarn nylig et nasjonalt oppryddingsprogram, mens undersøkelsene av tidligere sovjetiske militærbaser siden 1991 er dekket i et prioritetsprogram. Siden 1991 har avfallsanlegg i Litauen blitt systematisk inspisert og klassifisert i et fellesprosjekt mellom myndighetene i Litauen og den danske Miljøstyrelsen. I Albania er en nasjonal avfallsforvaltningsplan, som sto ferdig i 1996, gjennomført som et prosjekt under EUs PHARE-program.

#### *Teknologi*

Opprydding skjer vanligvis ved hjelp av konvensjonelle metoder som avsperringer av det forurensete området eller utgraving av de forurensete jordmassene med påfølgende deponering på egnet sted (Visser m.fl. 1997). Andre metoder som er vanlige i mange land består i tildekking av området med et relativt ugjennomtrengelig materiale, unngå hudkontakt og redusere utsivningen til grunnvannet. Utbedring av grunnvannet innbefatter vanligvis pumping og behandling av vannet på stedet. Mer avanserte teknologier som f.eks. in-situ-teknikker, brukes sjelden på grunn av den store usikkerheten når det gjelder resultatet.

Utgraving av jordmassene med påfølgende deponering på egnet sted er den vanligste metoden og medfører store mengder ofte farlig avfall. I betraktning av det store antallet forurensete lokaliteter er det nødvendig å utvikle alternative oppryddingsteknikker for å kunne redusere sekundærproduksjonen av avfall, som faktisk kan øke eksponeringsrisikoen. En metode som er utviklet i Tyskland, er å kategorisere utgravd jord i ulike gjenbruksklasser, der dette er mulig (Hämman m.fl. 1997).

I mange tilfeller har det vist seg at oppvarming/behandling har vært utilstrekkelig for å fjerne forurensningen fra grunnvannet, særlig når organiske løsemidler som tetrakloretylen har vært innblandet. Nyere forskning og utvikling har fokusert på in situ-teknikker som biologisk rensing, lufting og oppvarming av jordbunnen, som delvis forventes å overvinne manglene ved de konvensjonelle metodene.

#### *Kostnader*

Mange europeiske land har forsøkt å beregne oppryddingskostnadene på nasjonalt plan (tabell 11.5). Imidlertid er tallene basert på ulike forutsetninger. Noen land beregner samlede oppryddingskostnader mens andre bare har beregnet oppryddingskostnadene for et prioritert utvalg. De fleste landene i Sentral- og Øst-Europa konsentrerer seg om å beregne kostnadene ved utbedringstiltak ved tidligere sovjetiske baser. Tallene er meget usikre, men gir en pekepinn på omfanget av problemet og de enorme beløpene det dreier seg om.

#### *Finansiering*

I de fleste vesteuropeiske landene finansieres utbedringstiltakene ved hjelp av skattemidlene. Østerrike, Belgia/Flandern, Finland, Frankrike og Ungarn har innført særlige avgifter på avfall og drivstoff for å øke det offentlige midler til opprydding av forurensete lokaliteter (Visser m.fl. 1997). Storbritannia har opprettet en

organisasjon for arealutvikling som gir lavrentelån til utbedringstiltak og som har til mål å fremme nyutvikling av ledige, brakklagte eller forurensede arealer og bygninger (English Partnerships 1995).

Særlige tiltak inkluderer avtaler mellom industrien og myndighetene. For eksempel har industrien i Nederland gått med på å rydde opp industriområdene for egen regning, og regjeringen har lovet ikke å blande seg inn i løpet av en periode på 25 år (Ulrici 1995). Oljeindustrien i Danmark, Nederland, Sverige og Finland har gått med på å rydde opp forurensede lokaliteter, og arbeidet finansieres gjennom et lite bidrag inkludert i bensinprisen.

I landene i Sentral- og Øst-Europa, har Den tsjekkiske republikk, Estland, Den tidligere jugoslaviske republikken Makedonia, Litauen, Bulgaria og Slovakia stilt spesielle miljøfond til rådighet som delvis støtte til opprydding på forurensede områder. Den tsjekkiske republikk finansierer utbedringstiltak på jordbunnen ved tidligere militærområder sammen med private aktører.

#### *Føre var eller etter snar?*

De fleste europeiske land har regelverk med sikte på å forebygge framtidig forurensning.

Imidlertid har vi en arv fra fortiden og et stort antall områder må identifiseres, vurderes og utbedres.

Betydelige summer vil medgå i denne prosessen, og et stort antall spesialister må engasjeres. Mange områder vil muligens aldri bli behandlet på grunn av pengemangel.

Tidligere erfaring har vist hvor viktig det er å forhindre at forurensning trenger ned i grunnen, for eksempel gjennom forbedret avfallsforvaltning og forbedrede behandlingsprosesser, økt kontroll med industriutslipp og styrkede sikkerhetssystemer for å forebygge ulykker.

**Tabell 11.5** Estimerte oppryddingskostnader etter lan/region

| Land                     | Kostnader<br>(millioner ECU) | Beskrivelse/totale kostnader                                       | Referanseår |
|--------------------------|------------------------------|--|-------------|
| Østerrike                | 1 500                        | 300 utvalgte prioriteringssaker                                    | 1994        |
| Belgia/Flandern          | 6 900                        | totale oppryddingskostnader  | 1997        |
| Den tsjekkiske republikk | 70-185                       | utbedring av tidligere sovjetiske baser                            | 1997        |
| Danmark                  | 1 138                        | estimat totale oppryddingskostnader                                | 1996        |
| Estland                  | 4 400                        | utbedring av tidligere sovjetiske baser                            | 1997        |
| Finland                  | 1 000                        | prioriterte lokaliteter  | 1997        |
| Tyskl./Bayern            | 2 500                        | estimat totale oppryddingskostnader                                | 1997        |
| Tyskl./Sachsen-A.        | 1 000-1 300                  | omfattende opprydding  | 1995        |
| Tyskland/Schleswig-Hol.  | 100                          | 26 prioriterte lokaliteter   | 1995        |
| Tyskl./Thüringen         | 178                          | 3 storskalaprojekter   | 1995        |
| Ungarn                   | 440                          | 20 % av 600 identifiserte lokaliteter                              | 1998        |
| Italia                   | 510                          | omfatter 1 250 prioriterte lokaliteter                             | 1997        |
| Litauen                  | 970                          | totale oppryddingskostnader  | 1997        |
| Nederland                | 23 000-46 000                | estimat totale oppryddingskostnader                                | 1995        |
| Norge                    | 375-500                      | 700 prioriterte lokaliteter  | 1997        |
| Polen                    | 2 100                        | utbedring av tidligere sovjetiske baser                            | 1997        |
| Den russiske fød.        | 34                           | per år for midlertidige tiltak ved tidligere sovjetiske baser      | 1997        |
| Slovakia                 | 40                           | 9 prioriterte militærbaser   | 1997        |
| Spania                   | 800                          | opprydding av 38Mm <sup>3</sup> jord og 9Mm <sup>3</sup> grunnvann | 1996        |
| Sverige                  | 3 532                        | estimat totale oppryddingskostnader                                | 1996        |
| Sveits                   | 3 000-3 600                  | estimat totale oppryddingskostnader                                | 1997        |
| Storbritannia            | 13 000-39 000                | omfatter 10 000 ha forurenset grunn                                | 1994        |

**Kilde:** EEA-ETC/S 1997, UBA Berlin 1997

### 11.3. Jorderosjon forårsaket av vann og vind

Erosjon er en vesentlig og stadig viktigere årsak til jordforringelse i mange deler av Europa (Ernstsen m.fl. 1995, Blum 1990). Intensivering av landbruket i løpet av de siste 50 årene har i stor grad bidratt til denne utviklingen, særlig i Vest-Europa. Økt mekanisering, pløying i bratte skråninger, manglende vekselbruk i enkelte landbrukssystemer, overbeiting og drenering har fått store konsekvenser. Også fjerning av hekker, murer og gjerder for å få større jorder og mer effektiv drift har vært medvirkende.

Alle land i Europa er til en viss grad berørt (Van Lynden 1995) av problemet. Omkring 115 millioner ha, eller 12 % av hele Europas areal, er berørt av vannerosjon og omkring 42 millioner ha, eller 4 % av Europas areal, er berørt av vinderosjon (Oldeman m.fl. 1991) (kart 11.1). I hele Den russiske føderasjon, de asiatiske områder inkludert, er 15 % av totalt irrigert areal og 16 % av drenert areal svært forringet (forsumpning, forsaltning, erosjon) på grunn av u hensiktsmessig vannforvaltning (Ministry of Nature Protection of Russian Federation 1996). Problemet er alvorligst i middelhavsregionen, hvor vannerosjon dominerer.

Vannerosjonen i middelhavsregionen er alvorlig. Hele 20 til 40 tonn/ha jord kan gå tapt i en enkelt storm, og mer enn 100 tonn/ha i ekstreme situasjoner (Morgan 1992). Denne prosessen forsterkes av en rekke forhold som kjennetegner denne regionen, blant annet:

- bratte skråninger,
- hyppige, kraftige regnskyll,
- redusert vegetasjonsdekke pga. intensivt jordbruk, ikke-bærekraftig skogbruk, overbeiting, brann og annet (f.eks. industriutbygging og byutvikling),
- store områder med meget dårlig jordsmonn som er svært utsatt for erosjon,
- regntider som ikke sammenfaller med vekstperiodene,
- tilbakegang for ekstensivt, bærekraftig landbruk,
- brakklegging av land som følge av samfunnsøkonomiske endringer.

På grunn av sårbare forhold er vannerosjon ugjenkallelig i enkelte deler av Middelhavet (Sanroque 1987, Rubio 1987, Van Lynden 1995). Vannerosjon er også et lokalt problem andre steder i Europa (f.eks. Island, Irland, Den russiske føderasjon), hvor kombinasjon av flere faktorer som klima, jordforhold og jordbrukspraksis forårsaker tap av jordsmonn. I Irland fører overbeiting på torvland til erosjon av torv og annet materiale i perioder med høy nedbør og kraftig vind. På Island har tidligere tiders nesten totale ødeleggelse av skoger og overbeiting i de bratte vulkanskråningene ført til kraftig jorderosjon ved høy nedbør, kraftig vind og flommer fra bresmeltingen ved vulkanutbrudd. Store deler av landet er ødelagt av jorderosjon.

Jordbunnens sårbarhet overfor vinderosjon bestemmes av tilsvarende faktorer som for vannerosjon (Prendergast 1983). I tillegg opptrer vinderosjon oftere i forbindelse med overdreven drenering (Van Lynden 1995). I Europa forårsaker vinderosjon i all hovedsak tap av mold (Van Lynden 1995).

Utbredelsen av vinderosjon i Europa (kart 11.2) viser at fysiske faktorer, særlig klima, spiller en større rolle enn menneskets påvirkning, som vanligvis er årsaken til vannerosjon. Den omfattende, alvorlige vinderosjonen i Sørøst-Europa, særlig på de russiske slettene, skyldes sannsynligvis kombinasjonen tørt kontinentalt klima og ømfintlig i jordsmonn u hensiktsmessig jordbrukspraksis (Karavayeva m.fl. 1991). Vinderosjon er også et problem i deler av Lappland, hvor ømfintlig jordsmonn til dels er påvirket av f.eks. overbeiting av store reinsdyrflokker, skogbruk og turisme.

Vinderosjon kan også ha en rekke indirekte virkninger, blant annet:

- dyrkbar jord nedenfor eroderte områder dekkes til,

- overflate- og grunnvann forurenses av sedimenter og kjemiske stoffer (gjødsel og plantevernmidler),
- reduserte grunnvannsmengder,
- erodert materiale deponeres i elveleier, innsjøer, eller kunstige reservoarer og øker flomfaren og endrer pH-verdien i vannet, noe som går ut over fisken,

- eutrofiere tilstøtende økosystemer
- infrastrukturer som. veier, jernbaner og luftkabler skades.

De viktigste drivkreftene bak vann- og vinderosjon i Europa er summert i boks 11.2.

#### 11.4. Forørkning

I henhold til definisjonen som ble avtalt i Rio i 1992 og brukt i De forente nasjoners konvensjon om bekjempelse av forørkning, er forørkning *jordforringelse i aride, semiaride og lite fuktige områder forårsaket av ulike faktorer, herunder klimatiske endringer og menneskelige aktiviteter* (UNCCD Interim Secretariat 1997). Denne gradvise, tiltagende svekkelsen av jordbunnens kapasitet til å opprettholde plante- og dyresamfunn, landbruk og skogbruk, utgjør en trussel i enkelte deler av Sør-Europa, særlig Spania, Hellas, Portugal, Italia, Frankrike (Korsika), Malta og Kypros.

---

#### Kart 11.1 Vannerosjon i Europa 1993

---

|             |
|-------------|
| Vannerosjon |
|-------------|

Kilde: ISRIC



De berørte områdene har typisk begrensede ferskvannsressurser og nedbør som varierer kraftig både i tid og mengde, og hyppige tørkeperioder.

Store områder i middelhavsregionen har vært dyrket i så lange tider at jordsmonnet er blitt svekket i en grad hvor det ikke lenger kan sikres noe lønnsomt jordbruk, noe som fører til brakkelegging og avfolking.

De viktigste konsekvensene av forørkningen i Sør- og Sørøst-Europa er:

- en reduksjon i jordbunnens motstandskraft mot naturlige og menneskelige belastninger,
- redusert vegetasjon,
- redusert overflate- og grunnvannsressurser pga. framskyndet overflateavrenning og økt sårbarhet overfor forringelsesprosessene (forurensning, forsuring, forsøltning),
- tap av landskapskvalitet,
- tap av biologisk mangfold.

Forørkning kan også indirekte påvirke klimaet regionalt og fugletrekkene.

---

**Kart 11.2 Vinderosjon i Europa 1993**

---

Vinderosjon

**Kilde:** ISRIC

Drivkreftene bak forørkning i Sør- og Sørøst-Europa er på mange måter lik de som forårsaker jorderosjon. Faktisk er erosjonen selv og de fysiske og kjemiske svekkelse av jordbunnens egenskaper som skyldes menneskelig påvirkning, sammen med klimatiske forhold, vanligvis de viktigste årsakene til forørkning. Situasjonen kan imidlertid ikke bare tilskrives nyere teknologisk utnyttelse av miljøet, selv om det finnes oppsiktsvekkende bevis for at situasjonen er blitt verre i de siste tiårene (Pérez-Trejo 1992). De grunnleggende problemene er den langsiktige og gjentatte ødeleggelsen av vegetasjonen av menneskelige og naturlige krefter som brann, dårlig arealforvaltning, overbeiting, overutnyttelse av skoger og landressurser og - av nyere dato - økt intensivering av jordbruket, mineralutvinning, urbanisering, økt turisme og demografiske endringer.

En annen faktor som forsterker forørkningen er det store behovet for vann ved en lang rekke sosiale og økonomiske aktiviteter (se punkt 9.3). Dette har ført til at grunnvannspeilet har sunket dramatisk med påfølgende økte kostnader til irrigasjon av jordbruksland, og brakklegging der dette ikke er økonomisk lønnsomt, som igjen skaper forhold hvor sjøvann trenger inn i grunnvannet, hvorpå jorden blir enda mindre fruktbar (se punkt 11.5). Det er dette som har skjedd rundt den tidligere Karla-sjøen (Thessaly, Hellas), og ved den spanske øst- og sørøstkysten, hvor overforbruk av grunnvannet har ført til at grunnvannspeilet nå ligger lavere enn havnivået slik at sjøvannet trenger inn.

### 11.5. Forsaltning

Bruken av saltvann til irrigasjon ødelegger jordbunn og planter. Akkumulering av salter i jordbunnen hindrer planterøttene i å ta opp vann. Følgen er drastisk avlingssvikt selv om det er vann i jorden. I naturlige områder er den opprinnelige vegetasjonen erstattet med en vegetasjon som tåler høye saltnivåer. Denne typen vegetasjon har vanligvis liten økonomisk verdi og brukes f.eks. til dyrefôr.

Virkningene av forsaltning av jordbunnen viser seg senere enn virkningene på vegetasjon, men de kan bli både større og farligere. Gjentatt vanning med saltvann øker saltkonsentrasjonene i jordoppløsningen, særlig i områder med dårlig avrenning og stor mangel på fuktighet. På et senere stadium, og særlig med svekket jordbunn, kan alkalisering forekomme.

Når det gjelder Europa er forsaltning og alkaliseringsprosesser som hovedsakelig berører jordbunnen i landene rundt Middelhavet og i sørøst (Ungarn, Romania) (kart 11.3). Årsakene kan være både samfunnsøkonomisk press (f.eks. befolkningsvekst) og naturlige (f.eks. klima).

#### **Boks 11.2: Drivkreftene bak vind- og vannerosjon i Europa**

##### *Intensivering av jordbruket*

Ikke-bærekraftig jordbrukspraksis på skrånende land, mangel på effektiv erosjonskontroll, avlingspraksis hvor jordoverflaten er ubeskyttet i regntiden, uhenksomme irrigasjonssystemer, brenning av avlingsrester og monokulturer som ikke beskytter jordbunnen, framskynder jorderosjonsprosessen. Bakkeplanering øker overflateavrenningen og sedimenttransporten.

Bruken av tunge maskiner kan forårsake jordpakking, som fører til at jordsmonnet blir mer sårbart overfor erosjon. Overdreven pløying eller pløying når jorden inneholder lite fuktighet kan svekke jordens struktur og øke sårbarheten for erosjon. Overbeiting kan framskynde erosjonen ved at beskyttende vegetasjon tynnes ut og jordsmonnets innhold av organisk materiale reduseres. I Skandinavia øker høstpløying risikoen for erosjon i nedbørsperioder og under snøsmeltingen.

##### *Brakklegging*

Brakklegging av sårbart jordbruksland etterfulgt av overbeiting medfører alvorlig erosjon. Jorderosjon øker enormt når terrasser bryter sammen. Store marginale områder i middelhavsregionen er brakklagt (Sanroque 1987, Rubio 1995).

##### *Avskoging*

Avskoging endrer enkelte egenskaper ved jordbunnen (jordens innhold av organiske stoffer, permeabilitet osv.) og gir jordbunnen mindre beskyttelse. Disse endringene kan øke risikoen for jorderosjon. Skogbranner (se kapittel 8, punkt 8.3.2) er også en viktig årsak til tap av vegetasjon, som igjen fører til jorderosjon i mange områder av Europa, særlig rundt Middelhavet.

##### *Imngrep i landskapet*

Gruvedrift, steinbryting og utgraving i forbindelse med anleggelse av fyllplasser kan forårsake jorderosjon ved å lage hull i vegetasjonsdekket og endre topografien.

##### *Industri- og byutvikling*

Industri- og byutvikling kan medføre jorderosjon, særlig ved ødeleggelse av vegetasjonsdekket og uhenksom utforming av veier og annen infrastruktur.

Episodiske situasjoner med lite nedbør i disse landene fremmer disse prosessene. I Europas nye, uavhengige stater er store områder irrigert jordbruksland blitt forsaltet som følge av sammenbruddet i eksisterende landbruksstruktur og vanskjøtsel (Statistical Committee of the CIS 1996). Området i Europa som er berørt av forsaltning utgjør nærmere 4 millioner hektar (Oldeman m.fl. 1991, Szabolcs 1991). Kostnadene ved å utbedre et slikt stort område vil bli svært høye.

### 11.6. Andre former for jordforringelse

#### Tap av organisk materiale

Kvaliteten på jordsmonnet bestemmes hovedsakelig av dets innhold av organisk materiale, som er dynamisk og reagerer raskt på endringer i jordforvaltningen. Bortsett fra i områder med overskudd på husdyrgjødsel reduseres innholdet av organisk materiale i jorder over hele Europa på grunn av moderne intensivt jordbruk. Det er stor bekymring for at nivåene vil falle under det som er nødvendig for å sikre et stabilt, fruktbart og sunt jordsmonn, men bevisene for at slike kritiske nivåer er nådd, er ikke entydige.

---

#### Kart 11.3 Forsaltning i Europa 1993

---

Forsaltning

Kilde: ISRIC

Figur 11.1 viser den relative fordelingen av dyrkbar matjord i England og Wales i forhold til innholdet organisk karbon i 1980 til 1995. Av figuren ser man at i det i løpet av de siste 15 årene har vært en liten nedgang i antallet steder hvor innholdet organisk karbon er over 4 %, og en tilsvarende økning i antallet steder hvor innholdet organisk karbon er under 4 %.

En nedgang i innholdet av organisk materiale vil virke inn på jordsmonnets struktur og stabilitet, vannretensjonskapasitet, bufferevne, biologiske aktivitet og evne til å holde på og utveksle næringsstoffer. Det kan også på mellomlang og lang sikt gjøre jordsmonnet mer ømfintlig for erosjon, pakking, forsuring, forsaltning, mangel på næringsstoffer og tørke.

#### ***Jordpakking, forsumpning og svekket jordstruktur***

Med tap av organisk materiale og påfølgende svekket jordstruktur øker jordpakkingen i vesentlig grad. Jordpakking berører rundt 90 % av det totale areal i Europa som er fysisk forringet (Van Lynden 1995). Jordpakking skyldes gjentatt bruk av tunge maskiner på jord med lav stabilitet, som er overbeitet eller som hvor besetningene er for store. Jordpakking påvirker de øvre jordlag, hvor det virker på opptaket av plantenæringsstoffer, og de dypere jordlag, hvor det kan føre til ugjenkallelige endringer i jordstrukturen (Van Lynden 1995).

Forsumpning skyldes oversvømmelser av elver, heving av grunnvannsspeilet på grunn av kunstig vanning, økt avrenning fra regn, kombinert med redusert infiltrasjonsevne. Forsumpning kan være resultatet av menneskelige inngrep, som i Nord-Russland og i nedre Donau-dalen, eller være tilfeldig. Uansett svekkes strukturen i jorden. Kart 11.4 viser alvoret (utbredelse og grad) i disse prosessene i Europa.

### **11.7. Politikk, lovgivning og avtaler som gjelder jord**

Lovgivningen på nasjonalt og internasjonalt plan hva jord angår står langt tilbake for lovgivningen for andre medier som luft og vann. Det er kun gjennomført noen få tiltak som er direkte relatert til jordsmonnet. I mange tilfeller gjelder lovgivningen helse eller andre aspekter og omhandler jordbunnens egenskaper bare indirekte via økologiske funksjoner eller jordbunnens funksjoner i forhold til menneskelige aktiviteter.

#### ***Forebygging av jordforurensning***

EU har et nitratdirektiv som begrenser nitratkonsentrasjonen i grunnvann som brukes som drikkevannskilde og setter en grense for mengden organisk og uorganisk nitrogenholdig gjødsel som kan brukes på jordsmonnet i områder som er følsomme for nitrat. I henhold til dette direktivet skal alle landene ha lover som beskytter og sikrer overvåking av grunnvannet av kontrollhensyn. Et kloakkslamdirektiv har til formål å regulere bruken av kloakkslam i landbruket for å unngå skadevirkninger på jordbunn, vegetasjon, dyr og mennesker. I noen land, f.eks. Danmark, er denne type lovgivning utvidet til også å omfatte bruk av alle typer avfallsprodukter i landbruket. Andre direktiver, som habitatdirektivet, grunnvannsdirektivet, direktivet om farlige stoffer og om avfall inneholder enkelte elementer som gjelder jordbunnen.

#### ***Miljøansvar***

Kommisjonen for De europeiske fellesskap utarbeider for tiden en Hvitbok om miljøansvar, som skal fastsette kjerneelementene i et fellesskapsregime, og vil sannsynligvis resultere i et rammedirektiv. Hovedmålsetningen vil være å sikre effektiv opprydding av forurensede lokaliteter, gjenoppbygge skadde naturressurser og forhindre framtidig skade i samsvar med føre-var-prinsippet og prinsippet om at forurenseren skal betale. Regimet vil omfatte felles standarder og målsetninger for opprydding samt minimumskrav med hensyn til oppryddingsplikt.

#### ***Jorderosjon/forørkning***

Enkelte land har begrensninger på arealbruk for å sikre beskyttelse mot erosjon. Fysisk planlegging brukes også til dette formålet. I enkelte land forhindres erosjon ved planting av trær og gress (f.eks. Frankrike, Østerrike og Island).

---

#### **Figur 11.1 Innholdet (%) av organisk karbon i matjord på dyrkede arealer i England og Wales 1980 og 1995**

**Kilde:** Data fra Soil Survey and Land Research Centre, UK 1997, innhentet på vegne av Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London.

Flere land har restriksjoner på drenering av land basert på kriterier som f.eks. beskyttelse av økologiske balanser og vannressurser og forebygging av erosjon.

På regionalt plan forplikter FN-konvensjonen for bekjempelse av forørkning partene i det nordlige middelhavsområdet (Portugal, Spania, Frankrike, Italia, Malta og Hellas) om å utarbeide nasjonale handlingsprogrammer. Dette innebærer samordning av de berørte landenes aktiviteter. Så langt er lite annet enn forskning på enkelte spesifikke lokaliteter gjennomført, men det er gjort en viss vurdering av problemets omfang, og enkelte harmoniserte overvåkingsprogrammer er etablert.

#### ***Overvåkingsprogrammer***

Enkelte land bruker overvåkingsnett for å registrere forhold i jordbunnen, særlig når det gjelder tungmetaller og organisk materiale. Nasjonale overvåkingsprogrammer er allerede gjennomført i enkelte land, og vurderes i stadig flere land. Imidlertid er overvåkingsystemene så langt blitt utformet for spesifikke forskningsprogrammer eller spesifikke mål som tungmetaller og kloakkslamkontroll eller for overvåking av næringsstoffer i landbruket, og integrasjonen er bare sjelden kommet langt.

---

#### **Kart 11.4 Fysisk forringelse i Europa 1993**

---

|                    |
|--------------------|
| Fysisk forringelse |
|--------------------|

**Kilde:** ISRIC

### 11.8. Handlingsperspektiver

Det er lite direkte lovgivning for å begrense konsekvensene av menneskelige aktiviteter på og arealbruken av jord, men en viss begrenset beskyttelse oppnås indirekte via tiltak som går på kontroll av vann- og luftforurensning. Enhver strategi som tar sikte på å forbedre situasjonen bør legge følgende til grunn:

- jordbunnen må behandles som et individuelt medium og vies samme oppmerksomhet som luft og vann,
- samordning og samarbeid på europeisk og internasjonalt nivå er nødvendig ettersom problemer som gjelder jordbunnen (selv om det hovedsakelig er et lokalt problem) ikke kan løses ved lokale tiltak alene,
- harmoniserte overvåkingsprogrammer for jordbunnen lik programmene for luft og vann må fastsettes. De må kunne vurdere jordbunnenes tilstand over store områder og dekke en rekke parametre.

Innsatsen bør settes inn på følgende områder:

- analyse og vurdering av problemene med klarlegging av årsaker og virkninger,
- overvåking av endringer over tid,
- begrense problemene ved å innføre forebyggende tiltak (herunder utdanning, økologisk tilpasning og mer bærekraftig landbrukspraksis og planlegging av arealbruk),
- utbedringer der det er nødvendig og hensiktsmessig.

#### Referanser

Blum, W.E.H. (1990). The challenge of soil protection in Europe. In *Environmental Conservation*, nr. 17, s. 72-74.

Ernstsen V., J. Jensen, S.E. Olesen, R. Sidle (1995). *Scoping study on establishing a European Topic Centre for Soil*. Geological Survey of Denmark, Service Report nr. 47.

English Partnerships (1995). *Investment Guide*. English Partnerships, London, UK.

Forsvarets Bygningstjeneste (1996). Opprydding av forurensede sjøsedimenter og forurenset grunn på Haakonsværn, Orlogsstasjon i Bergen kommune, *Statusrapport per 31.12.1996*. Norge.

Hämman M., R. Hohl m.fl. (1997). *Evaluation plan for the Reuse of Excavated Soil*, R'97 Recovery, Recycling, Re-integration 3rd International Congress and Exhibition, 4.-7. februar 1997, Genève, Sveits.

Karavayeva, N.A., T.G. Nefedova, V.O. Targulian (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*. Redaktører: F.M. Brouwer, A.J. Thomas og M.J. Chadwick. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Nederland.

Lampi, P. m.fl. (1992). *Archives of Environmental Health*, vol. 47 (nr. 3).

Ministry of Nature Protection of Russian Federation (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*, Brussel, 2.1-22. mai 1992.

Oldeman L.R., R.T.A. Hakkeling, W.G. Sombroek (1991). *World Map of the status of human-induced soil degradation, an explanatory note* (2. reviderte utgave), Global Assessment of Soil Degradation (GLASOD), ISRIC, Wageningen, UNEP, Nairobi.

Pérez-Trejo, F. (1992). *Desertification and land degradation in the European Mediterranean*, Kommisjonen for De europeiske fellesskap, Miljø- og livskvalitet.

Rubio, J.L. (1987). La Desertificación del territorio valenciano. I *El Medio Ambiente en la Comunidad Valenciana*. Redaktør: Generalitat Valenciana. Valencia, Spania.

Rubio, J.L. (1995). Soil erosion effects on burned areas. I R. Fantechi, D. Peter, P. Balabanis og J.L. Rubio (redaktører.), *Desertification in a European context: Physical and socio-economic aspects*. Kommisjonen for Det europeiske fellesskap, ECSC-EC-EAEC, Brussel, Belgia.

Sanroque, P. (1987). La erosión del suelo. I *El Medio Ambiente en la Comunidad Valenciana*. Redaktør: Generalitat Valenciana. Valencia, Spania.

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 for Kommisjonen for Det europeiske fellesskap og Nederlandsk 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, Nederland, 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, Østerrike 1997.

Ulrici, W. (1995). *International Experience in Remediation of Contaminated Sites, Synopsis, Evaluation and Assessment of Applicability of Methods and Concepts*. Federal Ministry of Education, Science, Research and Technology, 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 vedlegg. Genève, Sveits.

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, Frankrike.

Visser W., E. Elkenbracht 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), Report for the Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, Haag, Nederland.



## 12. Bymiljø

### Hovedkonklusjoner

Urbaniseringen fortsetter til tross for at rundt tre firedeler av befolkningen i Vest-Europa og i de nye, uavhengige statene i Europa og like i underkant av to tredeler av befolkningen i Sentral- og Øst-Europa allerede bor i byer.

Den raske veksten i privat transport og ressursintensivt forbruk utgjør den største trusselen mot bymiljøet og følgelig for menneskets helse og velferd. I mange byer står bilen nå for 80 % av all mekanisert transport. Prognoser over transportveksten i Vest-Europa tyder på at dersom «business as usual»-scenariet følges, vil passasjer- og godstransporten på veiene nesten dobles fra 1990 til 2010. Antallet biler vil øke med 25-30 % og årlige kjørelengde per bil øke med 25 %. Dagens vekst i den urbane mobilitet og antall biler i byer i Sentral- og Øst-Europa forventes å skyte fart i løpet av neste tiår, med tilsvarende økninger i energiforbruk og transportrelaterte utslipp.

Generelt sett har luftkvaliteten i de fleste europeiske byer blitt bedre. Årlige blykonsentrasjoner falt raskt på 1990-tallet takket være redusert blyinnhold i bensinen, og det synes å være tegn til at konsentrasjonene av annen forurensning også går ned. Imidlertid har noen byer i Sentral- og Øst-Europa rapportert mindre økninger i blykonsentrasjonen i løpet av de siste fem årene, på grunn av trafikkøkningen. Den planlagte utfasingen av blyholdig bensin vil kunne løse dette problemet.

Ozon er imidlertid et stort problem i enkelte byer, der konsentrasjonene av bakkenært ozon er høye gjennom hele sommeren. Et flertall av byene som leverer data rapporterer om overskridelser av WHO's kriterier for konsentrasjoner av svoveldioksid, karbonmonoksid, nitrogenoksider og svevestøv (PM). Få data var tilgjengelig om benzen, men overskridelse av WHO's luftkvalitetskriterier synes vanlig.

En ekstrapolering av innrapporterte resultater for 155 større byer i Europa viser at rundt 25 millioner mennesker utsettes for vintersmog (overskridelse av luftkvalitetskriteriene for SO<sub>2</sub> og PM). Det tilsvarende antall som utsettes for ozonrelatert sommersmog er 37 millioner, og nær 40 millioner mennesker berøres av minst én overskridelse av WHO's kriterier for luftkvalitet hver år.

I Vest-Europa i dag er de største kildene til luftforurensning - som tidligere var industriprosesser og forbrenning av kull og brensel med høyt svovelinhold - motorkjøretøyer og forbrenning av gassformig brensel. Eftersom transporten forventes å øke betraktelig, forventes det også økte utslipp fra transport, noe som vil forverre luftforurensningen i byene. I Sentral- og Øst-Europa og i de nye, uavhengige statene i Europa er tendensen den samme, selv om veksten ikke er like kraftig.

Rundt 450 millioner mennesker i Europa (65 % av befolkningen) er berørt av for høye støynivåer (over et døgnekvivalentnivå (Leq) på 55dB(A)). Rundt 9,7 millioner mennesker utsettes for uakseptable støynivåer (over et døgnekvivalentnivå på 75dB(A)).

I mange europeiske byer har vannforbruket gått opp. Rundt 60 % av større europeiske byer har et overforbruk av sine grunnvannressurser og tilgjengelige vannmengder, og vannkvaliteten kan lett begrense urbaniseringen i land som har for lite vann, særlig i Sør-Europa. Flere land i Nord-Europa har imidlertid redusert vannforbruket. Generelt sett kan vannressursen utnyttes mer effektivt ettersom kun en liten prosentdel av husstandenes forbruk går til drikke og matlaging, og store mengder (5-25 %) går tapt ved lekkasjer.

Urbane problemer rammer ikke bare selve byene. Stadig større landarealer går med til å gi befolkningen i de store byene de nødvendige ressurser og for å absorbere utslippene og avfallet de produserer.

**Til tross for framgangen som er gjort når det gjelder å etablere en miljøforvaltning i europeiske byer, er mange problemer fremdeles uløst. I løpet av de siste fem årene har et økende antall bykommuner utredet måter å oppnå en bærekraftig utvikling innenfor rammen av Lokal Agenda 21-retningslinjer. Disse kan inkludere tiltak for å redusere vann-, energi- og materialforbruk, bedre areal- og transportplanlegging, samt innføring av økonomiske virkemidler. Mer enn 290 byer har allerede sluttet seg til Kampanjen for bærekraftig utvikling i europeiske byer og tettsteder.**

**Data over mange aspekter ved bymiljøet - f.eks. vannforbruk, produksjon av kommunalt avfall, behandling av avløpsvann, støy og luftforurensning - er fremdeles ufullstendige eller uhensiktsmessige for en omfattende vurdering av endringene i bymiljøet i Europa.**

### 12.1. Innledning

Mer enn to tredeler av Europas befolkning bor i byområder, og gjennom byenes behov for naturressurser, deres avfall og utslipp til jord, vann og luft har byene en økologisk virkning langt ut over sine grenser med betydelige regionale og globale konsekvenser. Byens økologiske konsekvensområde kan være mer enn hundre ganger større enn selve byarealet (boks 12.1).

Skissen av et urbant økosystem framsatt i *Dobris*-rapporten (EEA 1995) gir oss en ramme for vurdering av det europeiske bymiljø (se figur 12.1). Dette kapittelet tar for seg bymiljøets kvalitet, strømmene av ressurser som underbygger byens aktiviteter samt de ulike byutviklingsmønstre - som i neste omgang påvirker ressursstrømmene og bymiljøets kvalitet. Kapittelet gir også en oversikt over politiske tiltak på lokalt, nasjonalt og regionalt nivå og strategiene for å oppnå bærekraftige urbane mønstre.

Kunnskapen om tilstandene i europeiske bymiljøer er begrenset. Tilsvarende informasjon på europeisk plan er tilgjengelig bare for de sider ved bymiljøet som blir fulgt opp av et europeisk overvåkningsnett, f.eks. luftkvalitet. Data for andre indikatorer på miljøkvalitet, ressursstrømmer og

**Figur 12.1 Ramme for vurdering av bymiljøet**

#### **Kvaliteten i bymiljøet**

- Luftkvalitet
- Støy
- Grøntområder
- Biologisk mangfold
- Veitrafikk

#### **Urbane mønstre**

- Demografisk struktur
- Arealbruk
- Transport-mønstre
- Infrastruktur
- Livsstil

#### **Urbane strømmer**

- Materialer
- Energi
- Utslipp
- Avløpsvann
- Avfall

#### **Politisk respons**

- Lokal Agenda 21
- Byplanlegging
- Miljøstyring
- Økonomiske virkemidler
- Overvåking/Rapportering

urbane mønstre er i økende grad tilgjengelig i mange europeiske byer, men kan vanskelig sammenlignes. Selv om mange europeiske byer bruker enormt mye energi og ressurser på innsamling av miljøinformasjon, finnes det faktisk ingen enhetlig metodikk på europeisk plan for å måle og tolke felles utviklingstrekk i byene.

Mange urbane problemer er nært knyttet til spørsmål som er diskutert i andre kapitler, spesielt fotokjemisk smog (kapittel 5) og avfall (kapittel 7) men også klimaendringer (kapittel 2), forsuring (kapittel 4), vann, vassdrag og kystfarvann (kapittel 9 og 10) og forurensede områder (kapittel 11).

Et spørreskjema ble delt ut til en del utvalgte europeiske byer, inkludert alle byer og bykonsentrasjoner med mer enn 500 000 innbyggere, hvor rundt 165 millioner mennesker, ca. 24 % av Europas befolkning, bor. Målet med spørreskjemaet var å samle inn spesifikke data om byområder. Dette kapittelet er i hovedsak basert på svarene som kom inn.

## **12.2. Miljøkvalitet**

Hovedproblemene når det gjelder bymiljøet i Europa er luftforurensning, støy og trafikkorker, og trafikkøkning er den viktigste årsaken til disse problemene. Trafikkorker, definert som «forlenget reisetid» er beregnet å koste 2 % av BNP i byer i OECD (Quinet 1994). De fører også til økt utslipp og forbruk av drivstoff. En undersøkelse som nylig er gjennomført på reiser i byene, viser at gjennomsnittlig hastighet i trafikken går ned i de fleste byene i OECD (OECD/ECMT 1995).

Grøntområder og biologisk mangfold er stadig mer utsatt på grunn av byutviklingen.

Livskvaliteten i europeiske byer påvirkes også av endringer i den historiske bystruktur og forringelse av bylandskapet. Disse problemene har felles røtter i dagens tendens til bymessig spredning og oppstyking av byens funksjoner.

### **12.2.1. Luftkvalitet**

Luftforurensning er fortsatt et stort problem i de fleste europeiske byer, til tross for reduksjoner av enkelte forurensende stoffer. Forholdet mellom de ulike forurensende stoffene og kildene er endret. I Vest-Europa i dag er de største kildene til luftforurensning - som tidligere var industriprosesser og forbrenning av kull og brensel med høyt svovelinnhold - motorkjøretøyer og forbrenning av gassformig brensel. I mange byer i Sentral- og Øst-Europa er denne overgangen kommet ganske nylig, og i noen byer er de opprinnelige forurensningskildene fortsatt dominerende.

Verdens helseorganisasjon har utviklet kriterier med referanseverdier for luftkvalitet (WHO-AQG) (WHO 1987, WHO 1998, EEA 1997). Det er disse vi bruker i dette kapittelet for å vurdere om omgivende konsentrasjoner kan være helseskadelige for mennesker og om ytterligere undersøkelser er nødvendig. Kriteriene og konsekvensene de søker å forhindre, er forklart i tabell 12.1. Man må være oppmerksom på at tallene i denne tabellen er retningsgivende verdier basert på helse- og miljøkonsekvenser og ikke er kvalitetsstandarder. Andre hensyn, som tiltak for kildekontroll, reduksjonsstrategier og økonomiske og samfunnsmessige forhold er vanligvis inkludert når nasjonale standarder skal settes.

Ettersom konsentrasjonene varierer i tid og rom, er det vanskelig å beregne hvor utsatt bybefolkningen egentlig er for luftforurensninger, og eksponeringen påvirkes av faktorer som hvor den utsatte befolkningen befinner seg og dens fysiske aktivitetsnivå.

**Boks 12.1: Økologisk konsekvensområde**

Byens økologiske konsekvensområde er det økologisk produktive området som er nødvendig for å underholde dens befolkning (Rees 1992). Det omfatter alle fornybare og ikke-fornybare ressurser som trengs for å skaffe befolkningen mat, energi, vann og materialer, og for å absorbere utslipp og avfall. Byer har tradisjonelt vært avhengig av ressurser fra andre regioner. I dag er byenes økologiske konsekvensområde enormt. Med forståelse for at det er komplisert og vanskelig å måle økologiske konsekvensområder, har man gjort beregninger for byene rundt Østersjøen og London.

22 millioner mennesker bor i 29 østersjøbyer i 14 land. Det er beregnet at det økonomiske grunnlaget for disse menneskene krever et område som er 200 ganger større enn byenes totalareal (Folke m.fl. 1996).

London trenger et område som er 125 ganger større enn det areal selve byen dekker, og da har man bare tatt hensyn til forbruk av mat og skogprodukter og byens kapasitet til å assimilere utslipp av karbondioksid. Definert på denne måten er Londons totale økologiske konsekvensområde lik 94 % av Storbritannias produktive område, eller 81,5 % av Storbritannias totale areal (IIED 1995).

**250 Europas miljø**

Ettersom denne typen data ikke er tilgjengelig, er luftkvalitet i byene i Europa beregnet ut fra konsentrasjonene av forurensende stoffer i luften og det antall mennesker som utsettes for disse konsentrasjonene.

Tabell 12.2 viser luftforurensningsindekser utviklet ved å sammenligne WHO's luftkvalitetskriterier med ulike konsentrasjoner i 45 europeiske byer med et samlet folketall på 80 millioner. Rundt 28 millioner (35 %) av disse menneskene bor like i nærheten av byområdene, og av disse var omlag 12 millioner (43 %) utsatt for konsentrasjoner som overskred korttidskriteriet for luftkvalitet for SO<sub>2</sub> og/eller svevestøv (PM) (episoder med vintersmog) minst en gang årlig i 1995. Ekstrapolering til alle 115 byene i Europa tyder på at 25 millioner mennesker utsettes for vintersmog minst en gang i året. Det tilsvarende antall mennesker som utsettes for sommersmog (se kapittel 5) er beregnet til 37 millioner, mens 39,5 millioner mennesker opplevde minst én overskridelse av kriteriene.

Folk i byer i Sentral- og Øst-Europa opplever ofte konsentrasjoner av luftforurensning som overskrider WHO's luftkvalitetskriterier. Ferske undersøkelser tyder på at forventet levealder i byområder i Polen og Den tsjekkiske republikk er vesentlig lavere enn landsgjennomsnittet (Herzman 1995). Man er også alvorlig bekymret for den lave forventede levealderen i Den russiske føderasjon. Selv om årsakene til dette er noe uklare, er det rimelig å anta at luftforurensning i byene i disse landene kan være en medvirkende årsak.

I tillegg til at luftforurensning påvirker menneskenes helse har den også en markert virkning på bygninger og bygningsmaterialer i europeiske byer. Ekstrapolering av data fra én studie tyder på svoveldioksid hvert år gjør skader for ECU 10 milliarder på bygninger og bygningsmaterialer i Europa (Kucera m.fl. 1992). I de fleste europeiske byer er man alvorlig bekymret for luftforurensningens virkninger på historiske monumenter og bygninger, særlig av marmor, kalkholdig sandstein eller andre sårbare materialer. Mange av dem befinner seg i svært eller moderat forurensede områder og utsettes derfor for kraftig forvitring. Som eksempler har vi Akropolis i Aten, Kølnerdomen og hele byer som Krakow og Venezia, som står på UNESCO's World Heritage List.

**12.2.2. Tilfeller av vinter- og sommersmog**

Kortvarige overskridelser av WHO's luftkvalitetskriterier for SO<sub>2</sub> og svevestøv er blitt benyttet som indikatorer på vintersmog. I 1995 ble korttidsluftkvalitetskriteriet for SO<sub>2</sub> (125 µg/m<sup>3</sup>) overskredet i 37 % av de 41 europeiske byene som data er tilgjengelig for (tabell 12.2). I 1990 rapporterte 43 % av 76 byer overskridelser

**Tabell 12.1 Et utvalg av WHOs luftkvalitetskriterier og virkningsnivåer**

| Forurensningskomponent/Grenseverdi<br>Indikator ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) | Gjennomsnittlig<br>periode  | Virkningsnivå                | Virkninger  |  |
|--|-----------------------------|------------------------------|---|--|
| Korttids<br>$\text{O}_3$   | 120                         | 8 timer                      | $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$<br>klassifisering: mild    | Nedsatt lungefunksjon, pustebesvær,<br>inflammasjon                              |
| $\text{SO}_2$  | 500<br>125                  | 10 min.<br>24 timer          | $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$<br>klassifisering: moderat | Nedsatt lungefunksjon, økt medisinbruk for<br>særlig utsatte barn                |
| $\text{NO}_2$  | 200                         | 1 time                       |   |  |
| $\text{CO}$  | 100 000<br>60 000<br>30 000 | 15 min.<br>30 min.<br>1 time |   |  |
| Langtids<br>$\text{NO}_2$  | 40                          | 1 år                         |   |  |
| $\text{Pb}$  | 0,5                         | 1 år                         |   | Forstyrrer bloddannelsen, nyreskader,<br>nevrologiske og kognitive forstyrrelser |
| $\text{SO}_2$  | 50                          | 1 år                         |   | Pustebesvær, kronisk luftveissykdom  |

**Merknad:** Dette utvalget inneholder bare kriterier for forurensningskomponenter omtalt i dette kapittelet.

**Kilde:** WHO 1998

Tabell 12.2 Indekser for luftforurensning i større byer i Europa i 1995

| By                   | Overskridelse <sup>1</sup>        |                              | Eksposering <sup>2</sup>          |                              |   |
|----------------------|-----------------------------------|------------------------------|-----------------------------------|------------------------------|---|
|                      | Vintersmog<br>SO <sub>2</sub> +PM | Sommersmog<br>O <sub>3</sub> | Vintersmog<br>SO <sub>2</sub> +PM | Sommersmog<br>O <sub>3</sub> | Minst én overskridelse for<br>klassiske forurensnings-<br>komponenter |
| Antwerpen            |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Aten                 |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Barcelona            |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Berlin               |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Birmingham           |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Bremen               |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Brussel <sup>3</sup> |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Budapest             |                                   |                              |                                   |                              |   |
| København            |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Dublin               |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Frankfurt            |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Glasgow              |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Hamburg              |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Hannover             |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Istanbul             |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Katowice             |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Kharkov              |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Krakow               |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Leeds                |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Lille <sup>3</sup>   |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Lisboa               |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Liverpool            |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Ljubljana            |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Lodz                 |                                   |                              |                                   |                              |   |
| London               |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Lyon                 |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Manchester           |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Milano <sup>3</sup>  |                                   |                              |                                   |                              |   |
| München              |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Nürnberg             |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Oslo                 |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Praha                |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Riga                 |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Sarajevo             |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Sofia                |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Stockholm            |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Stuttgart            |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Tessaloniki          |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Tirana <sup>4</sup>  |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Turin <sup>3</sup>   |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Valencia             |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Wien                 |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Vilnius              |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Warszawa             |                                   |                              |                                   |                              |   |
| Zürich               |                                   |                              |                                   |                              |   |

**<sup>1</sup>Overskridelse**

Konsentrasjoner under halvparten av WHO's kriterium for luftkvalitet

Konsentrasjoner som er 0,5-1 gang WHO's kriterium for luftkvalitet

Konsentrasjoner som er 1-2 ganger høyere enn WHO's kriterium for luftkvalitet

Konsentrasjoner som er 2-3 ganger høyere enn WHO's kriterium for luftkvalitet

Konsentrasjoner som er 3-4 ganger høyere enn WHO's kriterium for luftkvalitet

Konsentrasjoner som er 4-5 ganger høyere enn WHO's kriterium for luftkvalitet

Konsentrasjoner som er mer enn 5 ganger høyere enn WHO's kriterium for luftkvalitet

**<sup>2</sup> Eksposering**

Mindre enn 5 % av befolkningen

5-33 % av befolkningen

33-66 % av befolkningen

Mer enn 66 % av befolkningen

<sup>3</sup> Tilgjengelige data gjelder 1996

<sup>4</sup> Tilgjengelige data gjelder 1992-1993

**Merknad:** Indeksene er utviklet ved å sammenligne konsentrasjonene med WHO's anbefalte luftkvalitetskriterier

\*=usikre data

**Kilde:** EEA-ETC/AQ

bare på noen få dager hvert år. De høyeste konsentrasjonene av SO<sub>2</sub> ble observert i Katowice og Sofia (henholdsvis 374 og 373 µg/m<sup>3</sup>).

London er en by som er vant til å oppleve hyppige og alvorlige tilfeller av vintersmog. Disse er mindre hyppige nå fordi SO<sub>2</sub>-konsentrasjonene er betydelig redusert som følge av ny lovgivning, endring av forholdet mellom de ulike typene drivstoff og flytting eller stenging av mange forurensende aktiviteter. Årlige konsentrasjoner av SO<sub>2</sub> har falt dramatisk, fra 300-400 µg/m<sup>3</sup> på 1960-tallet til 20-30 µg/m<sup>3</sup>, som ligger godt under WHO's luftkvalitetskriterier. Episoder med høy forurensning (500 µg/m<sup>3</sup> 10 minutters gjennomsnitt og 350 µg/m<sup>3</sup> timesgjennomsnitt) finner imidlertid fortsatt sted om vinteren.

**Figur 12.2 Konsentrasjoner av SO<sub>2</sub> i byområder, 1976-95**

Aten  
Barcelona  
Ålborg  
Zagreb  
Praha  
Minsk  
Amsterdam  
London  
**Kilde:** APIS, AIRBASE

**Figur 12.3 Nitrogenoksider og ozon i Aten, 1984-95**

bykjerne  
industriområder  
forsteder

O<sub>3</sub> i bykjernen  
landlig bebyggelse  
forsteder  
bykjerne

**Merknad:** Ozonkurven viser akkumulert eksponering for O<sub>3</sub> over grenseverdien på 60 ppb (i ppb·h). Kurver som gjelder landlig bebyggelse og forsteder refererer til den venstre aksene, mens kurven som gjelder bykjernen refererer til den høyre aksene.

**Kilde:** EEA-ETC/AQ

Den nedadgående trenden i årlige gjennomsnittskonsentrasjoner av SO<sub>2</sub> som ble observert mot slutten av 1980-tallet, fortsatte mellom 1990 og 1995 i de fleste byene i Europa. I 1995 ble WHO's kriterium for luftkvalitet for lengre perioder (50 µg/m<sup>3</sup>) bare overskredet i Katowice og Istanbul (sammenlignet med overskridelser i 10 byer i 1990). Årlige gjennomsnittskonsentrasjoner av SO<sub>2</sub> er generelt lavest i Nord-Europa, mens de høyeste verdiene blir funnet i sentraleuropeiske og noen søreuropeiske byer. Døgnmiddelverdien for SO<sub>2</sub> viser også en nedadgående trend. I 1995 ble kriteriet for korte perioder overskredet i 71 % av byene, mens det i 1990 var overskridelser i 86 % av byene. Langtidstrenden for SO<sub>2</sub>-konsentrasjonene i en rekke byer er vist i figur 12.2 sammen med anbefalt kriterium for luftkvalitet fra WHO.

Luftforurensning med svevestøv er den andre hovedårsaken til vintersmog, men også her er situasjonen i bedring ettersom verken korttidskriteriet fra WHO for svart røyk (50 µg/m<sup>3</sup>) eller EUs grense for totalt svevestøv (150 µg/m<sup>3</sup>) er overskredet i noen byer med overvåkningssystem. Men gjennomsnittene av 24-timers maksima for byenes bakgrunnskonsentrasjoner overskred WHO's korttidsluftkvalitetskriterium i 69% av byene (86 % i 1990). Dette gir imidlertid ikke tilstrekkelig grunnlag til å ta opp helse spørsmålet. Eventuelle skadevirkninger av mindre partikler og nye målemetoder blir nå tatt opp i et forslag fra Europakommisjonen om nye grenser for omgivende luft (CEC, 1997a). Disse verdiene overskrides generelt i de fleste europeiske byer (EEA 1997) og landdistrikter.

Episoder med sommersmog finner sted hvert år i mange europeiske byer. Sammenligninger med historiske data tyder på at langsiktige gjennomsnittsnivåer av ozon (den viktigste årsaken til sommersmog) over Europa er doblet siden begynnelsen av århundret, og at det meste av økningen har funnet sted siden 1950-tallet (Borell m.fl. 1995).



Av de 62 byene som har svart på spørreskjemaet (se punkt 12.1), har 41 gitt informasjon om ozonkonsentrasjoner (tabell 12.2). I 1995 ble WHO's 1-timeskriterium for ozonkonsentrasjoner på  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  overskredet i 27 av disse byene.

Byene som var mest utsatt var Aten, Barcelona, Frankfurt, Krakow, Milano, Praha og Stuttgart, med konsentrasjoner opptil  $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$  målt i Aten og Barcelona.

De høye ozonkonsentrasjonene som så ofte finnes i Aten (Moussiopoulos m. fl. 1995) skyldes en kombinasjon av høye utslipp fra trafikk og industri og uheldige topografiske og meteorologiske forhold. De forbedringer man har sett i løpet av 1990-årene (figur 12.3) kan, i hvert fall delvis, være resultatet av at stadig flere nye biler er utstyrt med katalysator, av tiltak for å kontrollere utslipp fra biler, redusert svovelinnhold i drivstoffet og bedre kontroll av stasjonære kilder. I 1995 ble luftforurensningen i Aten klassifisert som lav eller moderat 95 % av tiden, sammenlignet med 89 % i 1993 og 1994. 1995 var også det første året siden 1984 uten overskridelser av P98-prosentilgrensen på  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{NO}_2$  i hele byområdet. Ozon er imidlertid fortsatt et alvorlig problem, med sporadisk høye konsentrasjoner gjennom hele sommeren.

### 12.2.3. Annen luftforurensning

Forurensningsnivåer i byområder blir overvåket i utvalgte gater i de fleste europeiske byene, og resultatet viser at korttids maksimumskonsentrasjoner av  $\text{NO}_2$ , CO og totalt svevestøv (TSP) av og til overskrider WHOS korttidskriterium for luftkvalitet med en faktor på 2-4, avhengig av trafikk og spredningsforhold.

#### Nitrogenoksid

En-times maksimumskonsentrasjoner av  $\text{NO}_2$  viser en nedadgående trend fra 1990 til 1995 unntak i Helsinki, London, Oslo og Wien (figur 12.4). Men overskridelser av WHOs korttidskriterium for luftkvalitet (tilsvarer  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som maksimal timeverdi) ved bakgrunnsmålinger i byene i perioden 1990-95 ble observert i 15 av de 27 byene som rapporterte data på timebasis.

Denne nedadgående trenden kommer også fram i figur 12.5 som viser prosenten av byene med  $\text{NO}_2$ -konsentrasjoner i tre kategorier med økende konsentrasjoner. Årlige gjennomsnittskonsentrasjoner av  $\text{NO}_2$  viser imidlertid ikke noen klar trend. I 1995 ble langtidskvalitetskriteriet for luftkvalitet ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) overskredet i 16 av de 38 byene som rapporterte årlige  $\text{NO}_2$ -konsentrasjoner. Byer i Sør-Europa ser ut til å oppleve vesentlig høyere årskonsentrasjoner enn andre steder i Europa.

**Figur 12.4** Maksimum 1-times konsentrasjoner av  $\text{NO}_2$  for et utvalg av byene i Europa

|   |
|---|
| Lisboa<br>Manchester<br>Helsinki<br>Sofia<br>Milano<br>London<br>Wien<br>Torino<br>Aten<br>Vilnius<br>Barcelona<br>Leeds<br>Katowice<br>Tessaloniki<br>Hamburg<br>Liverpool<br>Krakow<br>Glasgow<br>Brussel<br>Oslo<br>Stuttgart<br>Berlin<br>Zürich<br>Warszawa<br>Stockholm |
|---|

**Merknad:** Verdiene for Milano og Torino gjelder 1996.

**Kilde:** EET-ETC/AQ

**Figur 12.5** Årsgjennomsnitt for  $\text{NO}_2$ -konsentrasjoner i byer, 1990 og 1995

kriteriet overskredet med en faktor på 2 eller mer ( $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$  eller mer)  
kriteriet overskredet til en viss grad ( $40\text{-}79 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )  
under luftkvalitetskriteriet

**Merknad:** Prosent av byer i hver gruppe NO<sub>2</sub>-konsentrasjoner (WHOs kriterium for luftkvalitet = 40 µg/m<sup>3</sup>)

**Kilde:** EEA-ETC/AQ

**Figur 12.6** Maksimum 8-timers CO-konsentrasjoner for et utvalg av byene i Europa

|             |
|-------------|
| Zaragoza    |
| Torino      |
| Aten        |
| Kharkov     |
| Krakow      |
| Porto       |
| Lisboa      |
| London      |
| Helsinki    |
| Ljubljana   |
| Barcelona   |
| Sofia       |
| Reykjavik   |
| Wien        |
| Manchester  |
| Stuttgart   |
| Riga        |
| Hamburg     |
| Brussel     |
| Katowice    |
| Berlin      |
| Warszawa    |
| København   |
| Glasgow     |
| Zürich      |
| Tessaloniki |
| Stockholm   |

**Merknad:** Verdiene for Reykjavik og Torino gjelder 1996. Verdien for Berlin gjelder 1994.

**Kilde:** EEA-ETC/AQ

#### *Karbonmonoksid*

Data for årlige gjennomsnittskonsentrasjoner av CO i europeiske byer (figur 12.6) viser en generelt nedadgående trend i perioden 1990-95. I 1995 ble WHO's korttidskriterium for luftkvalitet (8-timers gjennomsnitt på 10 mg/m<sup>3</sup>) overskredet i 13 av 27 byene som rapporterte 8-timers verdier; de fleste hadde imidlertid lavere CO-konsentrasjoner i 1995 enn i 1990 med unntak av Ljubljana, Reykjavik, Sevilla, Stuttgart og Warszawa. Antallet overskridelser av 8-timerskriteriet fra WHO skaper bekymring i mange byer.

#### *Bly*

Det er blyholdig bensin som er hovedkilden til blyforurensning i luften i de fleste byområder (se kapittel 4, punkt 4.6.2 og kapittel 6, punkt 6.3). Maksimum blyinnhold i bensinen er i de fleste land i Europa redusert til 0,15 g/l og markedsandelen for blyfri bensin øker raskt. Resultatet er at årlige gjennomsnittskonsentrasjoner av bly i de byer der overvåkingsdata er tilgjengelig, har falt raskt etter 1986 og mer gradvis i perioden 1990-95 (figur 12.7).

Konsentrasjonene i noen få byer i Sentral- og Øst-Europa (f.eks. Vilnius) har imidlertid økt litt de siste fem årene, hovedsakelig på grunn av trafikkøkning og fortsatt bruk av blyholdig drivstoff i de fleste sentral- og østeuropeiske land. Årlige gjennomsnittskonsentrasjoner i spesielt utsatte områder (høyt trafikkerte gater) ligger under de anbefalte grenseverdiene fra WHO, og ingen av byene har hatt overskridelser av grenseverdien på 0,5 µg/m<sup>3</sup> siden 1993.

#### *Benzen*

Det virker som om det er lite data tilgjengelig om benzenkonsentrasjonene, ettersom bare 10 av de 62 byene som fylte ut spørreskjemaet, hadde med informasjon om benzen. Med unntak av Antwerpen rapporterte alle byene om overskridelse av WHO's langtidskriterium for luftkvalitet (tilsvarende 2,5 µg/m<sup>3</sup> som årlig gjennomsnitt).

#### **12.2.4. Støy i byområder**

Mange undersøkelser av støyens innvirkning på helsen tyder på at et utendørs støynivå ikke bør overskride et Leq (døgnkvivalent nivå) på 65 dB(A), som er nivået hvor man begynner å merke alvorlige konsekvenser av støy (EEA 1995). Selv byområder som utsettes for støynivåer mellom Leq 55 dB(A) og Leq 65 dB(A) betraktes som «gråsoner». Støynivåer over Leq 75 dB(A) blir ansett som uakseptable fordi de kan medføre hørselstap.

Men i Europa utsettes rundt 113 millioner mennesker (17 % av befolkningen) for omgivende støynivåer over Leq 65 dB(A), og 450 millioner (65 % av befolkningen) for et døgnkivalentnivå på 55 dB(A) (OECD/ECMT 1995). Omlag 9,7 millioner mennesker utsettes for uakseptable støynivåer over et døgnkivalentnivå på 75 dB(A). I større byer er befolkningsandelen som utsettes for uakseptable nivåer gjerne to til tre ganger høyere enn landsgjennomsnittet (OECD-data). Det svake datagrunnlaget gjør det

umulig å utlede trender for eksponering mot ulike støynivåer i større byer i Europa. Uansett overskrides det høyeste akseptable støynivå på 65 dB(A) i de fleste byene (figur 12.8).

**Figur 12.7** Årlige blykonsentrasjoner i utvalgte europeiske byer, 1982-96

|   |
|---|
| Antwerpen<br>Aten<br>Barcelona<br>Brussel<br>København<br>Dublin<br>Helsinki<br>Katowice<br>Valencia<br>Torino<br>WHO's kvalitetsnormer |
|---|

Kilde: EEA-ETC/AQ

**Figur 12.8** Overskridelse av støynivåer i noen europeiske byer

|   |
|---|
| Barcelona<br>Lisboa<br>Porto<br>Stuttgart<br>Dresden<br>Brussel<br>Wien<br>Genova<br>Budapest<br>Amsterdam<br>Haag<br>Zürich<br>København<br>Oslo<br>Aten<br>Düsseldorf |
| over 65 dB(A)<br>over 70 dB(A)<br>65 - 70 dB(A)<br>under 70 dB(A)<br>under 65 dB(A)   |

**Merknad:** På grunn av varierende målemetoder er det vanskelig å sammenligne data for de ulike byene.

Kilde: EEA

### 12.2.5. Grøntområder

Grøntområder forbedrer klimaet i byene, absorberer luftforurensning og gjør innbyggerne i stand til å nyte godt av fysisk aktivitet og rekreasjon. Man har beregnet at trærne i byene forbedrer luftkvaliteten ved å fjerne så mye som 0,7 tonn CO, 2,1 tonn SO<sub>2</sub>, 2,4 tonn NO<sub>2</sub>, 5,5 tonn PM<sub>10</sub> (svevestøv) og 6 tonn O<sub>3</sub> per hektar per år (McPherson og Novak 1994). De er også viktige for utdanning og forskning, og fra et estetisk synspunkt.

Europas byer har grønntområder av svært varierende størrelse, type og fordeling innenfor bystrukturen. Grøntarealet varierer fra 2 % av totalt byareal i Bratislava og Genova til 68 % i Oslo og Gøteborg. Oslo og Gøteborg har også det største grøntareal per innbygger med 650 m<sup>2</sup>, mens Genova med 2,3 m<sup>2</sup> og Aten med 4,5 m<sup>2</sup> ligger lavest (figur 12.9). Disse tallene bør imidlertid behandles med en viss forsiktighet ettersom byene bruker ulike definisjoner på grønntområder og bygrensler. Svarene i EEA-undersøkelsen tyder på at folk i de fleste europeiske byer bor mindre enn 15 minutters gange fra minst ett grønntområde.

Grønntområdenes og særlig trærnes betydning øker jo større byene blir. I mange byer trues vitale grønntområder av økende urbanisering og den belastningen forurensningen medfører. Etablering av grønne korridorer som

forbinder grøntområdene inne i byene med de omliggende landlige områder blir nå ansett som den beste løsningen for å kombinere miljø og rekreasjon.

En rekke europeiske byer, f.eks. Roma, utarbeider nå strategier for å beskytte det biologiske mangfold som et ledd i lokale miljøplaner. Arealplanleggingen i Berlin har oppnådd gode resultater når det gjelder vern av eksisterende åpne grøntarealer og anleggelse av nye. De fleste tettsteder og byer i Nederland har kommet langt innen økologisk forvaltning og anleggelse av grøntområder. Den økologiske planen for Århus kommune legger stor vekt på å verne grøntområder i bystrukturen og etablere grønne korridorer som knytter dem til det omliggende distriktet. Et viktig element i denne tilnærmingen er at det anlegges et skogsområde i nærheten av byen som en korridor for dyrelivet, for å absorbere luftforurensningen og som en form for flomvern. Det er nå også blitt vanlig praksis å plante stedegne treslag og vedlikeholde grøntområdene uten plantevernmidler. Mange europeiske byer har nå satt i gang treplantingsprogrammer.

### **12.3. Urbane strømmer og deres konsekvenser**

Nivået på luftforurensning og støy og grøntområdenes størrelse gir den mest direkte indikasjon på bymiljøets kvalitet. Men den underliggende årsaken til det meste av byenes miljøproblemer er deres glupende appetitt på energi og materialer,

**Figur 12.9 Grøntområder i utvalgte europeiske byer**

|                              |
|------------------------------|
| Gøteborg                     |
| Oslo                         |
| Dresden                      |
| Brussel                      |
| Zürich                       |
| Düsseldorf                   |
| Nürnberg                     |
| Bremen                       |
| Vilnius                      |
| Helsinki                     |
| Stockholm                    |
| Riga                         |
| Berlin                       |
| Stuttgart                    |
| Køln                         |
| Warszawa                     |
| Amsterdam                    |
| Hannover                     |
| Barcelona                    |
| Paris                        |
| Dublin                       |
| Haag                         |
| Lisboa                       |
| Torino                       |
| Porto                        |
| Reykjavik                    |
| Aten                         |
| Budapest                     |
| Tirana                       |
| Kavage                       |
| Wien                         |
| Genova                       |
| Bratislava                   |
| Setubal                      |
| prosent av totalt areal      |
| m <sup>2</sup> per innbygger |

Kilde: EEA

og strømmene gjennom det urbane system som følge av det. De fleste europeiske byer har oppnådd mye når det gjelder energieffektivitet og dermed for å redusere forurensende utslipp per aktivitetseenhet. I løpet av det siste tiåret har man imidlertid sett en økning i totalforbruket av naturressurser og i utslipp og avfallsproduksjon som en konsekvens av den generelle økningen i byenes aktivitetsnivå og endringer i livsstil.

### 12.3.1. Energi

Byene står for størstedelen av det totale energiforbruk i de fleste land. Om lag tre firedeler av all energi i Europa forbrukes i industrielle og kommersielle aktiviteter, oppvarming og transport i urbaniserte områder. Mens det totale energiforbruk siden 1990 har vært stabilt (i Vest-Europa) eller gått ned (i Øst-Europa), har ulike sektorer fulgt ulike mønstre. I vesteuropeiske byer går det meste av energien til boligsektoren. Energi til transportformål har økt både absolutt og i forhold til totalt forbruk, mens forbruk av energi i industrien har gått betydelig ned det siste tiåret. Energiforbruket domineres fortsatt av fossile brensler.

En rekke byer i Europa som deltar i Byenes kampanje for klimabeskyttelse i regi av ICLEI (International Council for Environmental Initiative), har utarbeidet handlingsplaner for å redusere CO<sub>2</sub>-utslippene gjennom en rekke strategier som omfatter økt bruk av fornybare energikilder, energigjenvinning fra kommunal avfallsforbrenning, kombinert kraft- og varmeproduksjon, offentlig transport og treplanting. Mange av byene har alt oppnådd strålende resultater. Saarbrücken har f.eks. gjennom en 10-års totalplan for energi oppnådd 15 % reduksjon i utslippene av CO<sub>2</sub> siden 1990, og er brukt som modell for et landsomfattende program i Tyskland (ICLEI 1997).



### 12.3.2. Andre utslipp

Som skissert i punkt 12.2.1 kommer luftforurensningen i de fleste europeiske byer hovedsakelig fra motorkjøretøyer og fra forbrenning av gassformig brensel, selv om røyk fra kullbrenning fortsatt er et problem i noen byer i Sentral- og Øst-Europa. Figur 12.10 viser hovedkildene til utslipp av SO<sub>2</sub> og NO<sub>2</sub> i noen europeiske byer med over 0,5 millioner innbyggere.

#### *Svoveldioksid*

Større punktkilder (kraftstasjoner, store fabrikker) og andre industrier er de største bidragsyterne til utslipp av SO<sub>2</sub> i urbane områder i EU. På den andre siden er trafikken bidrag i sørlige deler av EU mye større enn gjennomsnittet på grunn av det forholdsvis høye svovelinnholdet i diesel. Industriell forgassing og andre metoder for å redusere utslipp fra forbrenning i industrien (f.eks. olje med lavt svovelinnhold) har redusert industriens utslipp av SO<sub>2</sub> i mange byer i løpet av det siste tiåret (f.eks. i Praha, Sofia, Ljubljana, Leipzig, Berlin, Stockholm og Helsinki). I noen av disse byene og i Bukaresti kan redusert industriell aktivitet også ha medvirket til denne nedgangen. I enkelte byer (f.eks. Ljubljana og Leipzig) er boligoppvarming fortsatt en viktig kilde til SO<sub>2</sub>-utslipp.

#### *Nitrogenoksider*

Data for utslipp av NO<sub>x</sub> fra de enkelte byer varierer mindre enn for SO<sub>2</sub>, men noen industribyer peker seg ut på grunn av store utslipp fra industri og kraftproduksjon (f.eks. Bratislava, Rotterdam, Antwerpen, Helsinki). Utslipp fra trafikken dominerer i de fleste andre byer med typiske NO<sub>x</sub>-utslipp per innbygger på 10-20 kg/år. I havnebyer som Rotterdam er også skip en viktig kilde til utslipp av NO<sub>x</sub>.

NO<sub>x</sub>-utslippene har gått litt ned i de fleste byer de siste 5-10 årene, hovedsakelig som et resultat av reduserte utslipp fra industri og boligoppvarming. Generelt har utslipp fra trafikken endret seg lite, men i noen byer har man oppnådd vesentlige reduksjoner, muligens takket være vellykkede programmer for trafikkreduksjon (f.eks. i Zürich) eller bedre rensing av avgassene fra personbiler, lastebiler og busser, samt etablering av miljøsoner (f.eks. i Stockholm). I Aten og Paris har man registrert betydelige økninger i NO<sub>x</sub> fra trafikken. I Paris førte f.eks. en episode med særlig høye konsentrasjoner av NO<sub>x</sub> i oktober i 1997 til at spesielle transporttiltak ble innført for å etterkomme nylig vedtatte grenser for luftforurensning. Etter en smogalarm fikk bilene bare kjøre annenhver dag, avhengig av registreringsnummer, og offentlig transport var gratis.

#### *Svevestøv*

For mange byer er ikke data for utslipp av svevestøv (PM) tilgjengelig, men uoffisielle utslippsdata basert på ekspertenes beregninger for PM<sub>10</sub> (partikler med diameter mindre enn 10 µm og som anses å være de mest helseskadelige) er tilgjengelige på landsbasis for 25 land i Europa (Berdowski m.fl. 1996). De viktigste menneskeskapte kildene er stasjonær forbrenning, industrielle prosesser og transport (inkludert oppvirvling av veistøv).

I Sentral- og Øst-Europa er utslipp av svevestøv vanligvis dominert av stasjonære forbrenningskilder. Tilgjengelige data kan bare gi et generelt bilde, men indikerer høye PM<sub>10</sub>-konsentrasjoner i industribyer i Sentral- og Øst-Europa, med vesentlige reduksjoner i utslippene av PM<sub>10</sub> i perioden 1990 til 1993 i enkelte land, særlig Tyskland (reduksjoner i det tidligere Øst-Tyskland), Bulgaria og Ungarn, og en vesentlig økning i andre, f.eks. Den tsjekkiske republikk/Slovakia og Polen. I EU forandret utslippene av PM<sub>10</sub> seg lite mellom 1990 og 1993, bortsett fra i Irland, hvor utslippene gikk drastisk ned.

Den sekundære produksjonen av svevestøv (som sulfat- og nitratpartikler) på regionalt nivå innebærer at regionale konsentrasjoner av PM<sub>10</sub> kan være høye og til og med overstige byenes direkte bidrag til PM<sub>10</sub>-konsentrasjonene, særlig i sentrale deler av Europa. Dette har betydning for reduksjonsstrategiene i disse områdene fordi både regionale og direkte utslipp fra byene må bringes under kontroll.

### 12.3.3. Vann

Forbruk av vann fra vannverk per innbygger har økt de siste 15 år, fra 30 % til 45 % av det totale vannforbruk. Rundt 60 % av større europeiske byer driver rovdrift på sine grunnvannsressurser (EEA 1998), og vannknapphet kan i økende grad komme til å begrense byutviklingen i land med vannmangel, særlig i Sør-Europa (se også kapittel 9, punkt 9.3). Vannforbruk per innbygger i europeiske byer varierer fra 60 liter per dag i Køln til 440 liter per dag i Torino. Vannforbruket i Europa har gått opp i takt med at levestandarden har økt og husstander

**Figur 12.10 Utslipp av SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> i utvalgte byer i Europa, 1985-95**

| NO <sub>x</sub>       | SO <sub>2</sub>             |
|-----------------------|-----------------------------|
| Antwerpen             | Antwerpen                   |
| Aten                  | Aten                        |
| Berlin                | Berlin                      |
| Bratislava            | Bratislava                  |
| Bremen                | Bremen - ingen data         |
| Brussel               | Brussel                     |
| Bukaresti             | Bukaresti                   |
| Budapest              | Budapest                    |
| Duisburg              | Duisburg                    |
| Essen                 | Essen                       |
| Frankfurt             | Frankfurt - ingen data      |
| Hamburg               | Hamburg                     |
| Helsinki              | Helsinki                    |
| Kharkov               | Kharkov - ingen data        |
| Køln                  | Køln                        |
| Leipzig               | Leipzig                     |
| Ljubljana             | Ljubljana                   |
| London                | London                      |
| Milano                | Milano                      |
| Oslo                  | Oslo                        |
| Paris                 | Paris                       |
| Praha                 | Praha                       |
| Reykjavik             | Reykjavik                   |
| Riga                  | Riga                        |
| Rotterdam             | Rotterdam                   |
| Sofia                 | Sofia                       |
| St. Petersburg        | St. Petersburg - ingen data |
| Stockholm             | Stockholm                   |
| Stuttgart             | Stuttgart                   |
| Tessaloniki           | Tessaloniki                 |
| Wien                  | Wien                        |
| Zaragoza              | Zaragoza                    |
| Zürich                | Zürich                      |
| industri              | industri                    |
| husholdning           | husholdning                 |
| trafikk               | trafikk                     |
| utslipp/innb. (kg/år) | utslipp/innb. (kg/år)       |

**Kilde:** EEA-ETC/AQ

blitt mindre. Flere byer oppnår nå gode resultater i forbedring av effektiviteten i vannforbruket (figur 12.11). Noen av disse byene, som Reykjavik, Stockholm og Zürich, er imidlertid blant de byene som bruker over 350 liter per person per dag (EEA, 1998). Det er store muligheter til å effektivisere vannforbruket i europeiske byer, ettersom bare en liten prosent av husholdningenes vannforbruk går til koking eller drikkes, og store mengder (f.eks. 27 % i Storbritannia, 5 % i Nederland) lekker ut før det kommer fram boligene.

#### 12.3.4. Avløpsvann

Mye av overbelastningen av svovel i overflatevann i Europa kommer fra kommunale kloakkanlegg. Selv om behandlingen er blitt bedre i mange land, er variasjonene mellom europeiske byer ekstremt store. I Nord-Europa bor nå over 80 % av befolkningen i hus eller leiligheter tilknyttet kloakk, mens det tilsvarende tallet i sør bare er 50 % selv om 80 % av rensset vann nå får biologisk eller sekundær behandling som også omfatter effektiv bakteriell nedbrytning av organiske stoffer (EEA 1998).

Man vet fortsatt ikke hvor stor del av avløpsvannet fra sentral- og østeuropeiske byer som blir behandlet. Noen byer, som i Albania, har ingen kloakkanlegg, og ubehandlet kommunalt og industrielt avløpsvann slippes rett ut i Middelhavet.

I de fleste europeiske byer renner avløpsvannet sammen med regnvannet og føres ubehandlet ut i elver, vann og sjø. Eutrofieringen som forårsakes av overtilførsel av næringsstoffer er særlig alvorlig i elvemunninger med særlig store tilførsler fra byene. Østersjøen mottar utslipp fra 70 millioner mennesker og deres aktiviteter, og viser nå klare tegn på stress (se også punkt 9.7 og 10.2).

**Figur 12.11 Vannforbruk i utvalgte byer i Europa i ca. 1993 og 1996**

Reykjavik  
Zürich  
Budapest  
Krakow  
Riga  
København  
Amsterdam  
Helsinki  
Hannover  
Brussel  
Wien  
Ljubljana  
Barcelona  
Berlin  
Tirana  
Paris

beregnete endringer 1993 – 1996

beregnet forbruk 1996

liter/innb./dag

Kilde: EEA

#### 12.3.5. Avfall

I 1995 ble det produsert omkring 195 millioner tonn kommunalt avfall i de europeiske OECD-landene alene. Dette tilsvarer 425 kg avfall per person per år, en økning på 35 % siden 1980 (se også kapittel 7).

Avfallsproduksjon i europeiske byer varierer fra 260 kg per person per år i Nürnberg og Oslo til 500 kg per person per år i Gøteborg, Vilnius, Brussel, Stockholm og Leipzig (figur 12.12). En rekke byer (Sarajevo, Berlin, Krakow, Riga, Düsseldorf, Bremen, Dresden og Warszawa) rapporterer tall over ett tonn per person per år, noe som tyder på at de rapporterte mengder omfatter avfall utenom det som normalt defineres som kommunalt.

For Europa sett under ett havner det meste av avfallet (72 %) i fyllinger, 17 % forbrennes, 5 % komposteres og 4 % resirkuleres. Byene imellom er det imidlertid store forskjeller (figur 12.13). I Nord-Europa har stadig flere byer i løpet av det siste tiåret innført programmer for gjenbruk og resirkulering av kommunalt avfall, særlig for papir, glass, plast og organisk avfall.

I det som kan kalles Stor-Helsinki har f.eks. sortering av avfallet i utnyttbare fraksjoner og kompostering av en stor del av det organiske avfallet medført en betydelig redusert bruk av deponi og samtidig produsert brukbar jord. Rundt 11 000 tonn organisk avfall blir årlig samlet inn i områder som praktiserer avfallssortering, og 50 % blir gjenvunnet. Målet er å utvide ordningen med særskilt innsamling av organisk avfall til å dekke hele Stor-Helsinki innen 1998 samt å resirkulere 60 % av det organiske avfallet fra husstander og andre innen år 2000.

#### **12.4. Urbane mønstre**

Miljøkvaliteten i byene påvirkes like mye av befolkningstetthet, bystruktur og arealbruk som av de ulike urbane strømmene som ble omtalt

**Figur 12.12 Produksjon av kommunalt avfall i europeiske byer**

|                              |
|------------------------------|
| Stockholm                    |
| Wien                         |
| Brussel                      |
| Tirana                       |
| Gøteborg                     |
| Budapest                     |
| København                    |
| Barcelona                    |
| Paris                        |
| Zürich                       |
| Amsterdam                    |
| Bratislava                   |
| Oslo                         |
| Hannover                     |
| <br>                         |
| beregnet endring 1993 – 1996 |
| beregnet produksjon 1996     |
| tonn/innb/år                 |

**Kilde:** EEA

ovenfor. Disse faktorene har spesielt stor betydning for personlig mobilitet og transportbehov, som er årsak til så mange av byenes miljøproblemer.

Byene i Europa fortsetter å vokse til tross for at omkring tre firedeler av

**Figur 12.13 Kommunal avfallshåndtering i europeiske byer**

|               |
|---------------|
| Dublin        |
| Ljubljana     |
| Leipzig       |
| Berlin        |
| Køln          |
| Budapest      |
| Hannover      |
| Gøteborg      |
| Bratislava    |
| Dresden       |
| Brussel       |
| Bremen        |
| Haag          |
| Wien          |
| Stockholm     |
| Nürnberg      |
| Zürich        |
| København     |
| <br>          |
| yllinger      |
| forbrenning   |
| resirkulering |
| annet         |

**Kilde:** EEA

befolkningen i Vest-Europa og Europas nye uavhengige stater og litt mindre enn to tredeler av befolkningen i Sentral- og Øst-Europa allerede bor i byområder (FN-data). Men Vest-Europa og Sentral- og Øst-Europa er på helt ulike stadier i urbaniseringsprosessen (figur 12.14 og 12.15). Disse forskjellene er blitt forsterket av de politiske omveltningene i Sentral- og Øst-Europa siden 1989 (se også kapittel 1).

Det siste tiåret har Vest-Europa hatt lavest befolkningsvekst og minst vekst i urbaniseringen av alle regioner i verden, og mange har flyttet fra større byer og byområder til mindre byer og tettsteder. I landene i Sentral- og Øst-Europa fortsetter derimot befolkningsveksten og flyttingen fra landsbygda til byene, selv om utviklingen langt fra skjer like raskt som i andre regioner av verden. Befolkningsøkningen i større byer og byområder fører til

høy arbeidsledighet, fattigdom og forfall i byene, og dernest til de mange sosiale problemer og miljøproblemer som gjør en bærekraftig utvikling stadig vanskeligere å oppnå.

Stadig flere selskaper innen tertiærnæringene har etablert seg i utkanten av større byområder, der dynamiske firmaer og internasjonale tjenesteorganisasjoner har flyttet inn. Dette gjenspeiler et skifte som finner sted i mange land, fra tradisjonelle næringer til kunnskapsbasert industri og tjenester. I mange byer som har vært i stand til å ta del i denne utviklingen, har den raske veksten i finanssektoren vært av betydning for å revitalisere byøkonomien. Forfall finner helst sted i de byene som fortsatt er avhengige av tungindustri og havner, men også noen av disse byene utvikler nå et nytt økonomisk fundament.

#### ***12.4.1. Demografisk struktur***

Endringer i husstandenes størrelse og sammensetning er de viktigste demografiske faktorene som påvirker bruken av naturressurser og andre miljøbelastninger i de urbane områder av Europa. Antall husstander i Europa økte fra 263 millioner til 270 millioner mellom 1990 og 1995 (FN-data). Rundt to tredeler av denne økningen skrives seg fra befolkningsvekst og rundt en tredel fra endringer i husstandenes størrelse og sammensetning.

I det meste av Europa har husstandene nå under tre medlemmer. Over en firedel av alle husstander består av bare en person og minst 1 av 10 familier har bare ett familieoverhode (FN/CHS 1996).

Antallet husstander forventes å øke jevnt de neste 50 år til tross for den forventede befolkningsnedgangen. Mindre husstander dominerer i byområdene. I Norge, der gjennomsnittshusstanden er på 2,4 personer, har husstandene i byene gjennomsnittlig 2,3 medlemmer mens de på landsbygda har 2,7. I Polen er husstandene på 3,2 personer for landet totalt, mens den er på 2,9 i byene og 3,6 på landet. Økningen i antall husstander påvirker boligmarkedet og forbruksmønsteret. Små husstander bruker vann og energi mindre effektivt og trenger større areal, og forbruker således mer ressurser per person.

#### 12.4.2. Byenes arealbruk

Land er en begrenset ressurs, og urbaniseringens behov for landareal i Europa skaper økende bekymring. I England har man beregnet at ytterligere 1,3 % av landområdet vil gå til urbane formål før år 2016 (UK Department of the Environment, Transport and the Regions 1996).

Tettheten og lokaliseringen av bygninger og urbane aktiviteter påvirker energimengden som brukes i byene, både direkte og gjennom innvirkningen på reise-mønstre og derfor også på forbruket av drivstoff. Arealbruken varierer meget mellom europeiske byer (EEA 1995). Figur 12.16 viser variasjonene i befolkningstetthet i utvalgte byer, selv om tallene kan være påvirket av ulike definisjoner av bygrenser. Siden *Dobris*-rapporten kom ut har det imidlertid kommet fram en rekke fellestrekk som påvirker urban livskvalitet og byenes belastning på miljøet, blant annet:

- desentralisering av økonomiske aktiviteter som tradisjonelt har vært lokalisert til bykjernen
- økt utflytting til forstedene som medfører økt privat bilbruk
- utskillelse av byfunksjoner og adskilte områder for boliger, handel, industri og rekreasjon

Systemer for arealplanlegging blir sett på som viktige mekanismer for å fremme en mer bærekraftig utnyttelse av arealressursen i Europa. For å redusere presset på landområdene og legge til rette for nyskaping prøver mange byer nå å fremme ombruk av byarealer til boliger og kommersielle formål. I noen byer, f.eks. i Storbritannia, utgjør ombruk nå mellom 40 % og 50 % av alle bruksendringer.

**Figur 12.14** Andel av befolkningen bosatt i byer i noen europeiske land

|               |
|---------------|
| Belgia        |
| Island        |
| Storbritannia |
| Nederland     |
| Tyskland      |
| Sverige       |
| Frankrike     |
| Norge         |
| Latvia        |
| Hviterussland |
| Tyrkia        |
| Italia        |
| Ungarn        |
| Østerrike     |
| Polen         |
| Finland       |
| FYROM         |
| Hellas        |
| Georgia       |
| Irland        |
| Jugoslavia    |
| Kroatia       |
| Albania       |
| Portugal      |
| Liechtenstein |

**Kilde:** EEA 1997

---

**Figur 12.15 Andel av Europas befolkning som er bosatt i byer, 1950-2030**

---

millioner mennesker

Europas nye, uavhengige stater

Sentral- og Øst-Europa

Vest-Europa

**Kilde:** FN



**Figur 12.16** Befolkingstetthet i europeiske byer, 1995

|            |
|------------|
| Paris      |
| Vilnius    |
| Aten       |
| Barcelona  |
| Tirana     |
| Genova     |
| Kavage     |
| Lisboa     |
| Porto      |
| Torino     |
| Brussel    |
| Haag       |
| Dublin     |
| Wien       |
| Zürich     |
| Berlin     |
| Stockholm  |
| Budapest   |
| Amsterdam  |
| Warszawa   |
| Helsinki   |
| Stuttgart  |
| Riga       |
| Nürnberg   |
| Düsseldorf |
| Hannover   |
| Dresden    |
| Bremen     |
| Køln       |
| Bratislava |
| Oslo       |
| Gøteborg   |
| Reykjavik  |
| Setubal    |
| Leipzig    |

tusen innb. per km<sup>2</sup>

Kilde: EEA

Men nødvendig rensing av forurenset grunn gjør at denne prosessen går langsommere i mange byer.

#### 12.4.3. Urban mobilitet

Byutvikling og en endring til en mer ressursintensiv livsstil i det siste tiåret har resultert i økt mobilitet og flere privatbiler, slik at trafikken i europeiske byer øker både på grunn av hyppig kjøring og økt kjørelengde hver gang (se kapittel 4, punkt 4.6.1). I mange byer står bilene nå for over 80 % av all mekanisert transport (OECD/ECMT 1995). Noen byer ser på sykkelen som et alternativt transportmiddel – i enkelte sykkelorienterte byer som Groningen (Nederland), Münster (Tyskland) og Västerås (Sverige) står sykkelen for over 30 % av all befordring (Eurostat, 1997) – men denne holdningen ser ikke ut til å være generelt utbredt. Siden midt på 80-tallet har sykkelbruk i byene i EU gått litt ned, og i Sentral- og Øst-Europa er sykkel generelt sett mindre brukt enn i Vest-Europa (CEC 1997b). Tabell 12.3 belyser noen av de kritiske trendene og forbindelsene mellom arealbruk og mobilitet i utvalgte vesteuropeiske byer (Newman og Kenworthy 1991, Kenworthy og Laube 1996, Car Free City Network 1997).

Antallet privatbiler og kommersielle kjøretøyer har økt i de fleste byene i Europa og forventes å øke ytterligere. Prognoser for transportvekst i Vest-Europa tyder på at dersom «business as usual»-scenariet følges, kan behovet for vei-transport av både passasjerer og gods faktisk bli fordoble mellom 1990 og 2010, med en økning i antall biler på 25-30 % og en økning i årlig kjørelengde per bil på 25 % (EU-data). Det forventes at den økningen i urban mobilitet og antall privatbiler som nå finner sted i byene i Sentral- og Øst-Europa, vil skyte fart i løpet av det neste tiåret i tråd med veksten i økonomisk aktivitet og stigende levestandard, med tilhørende økning av energiforbruk og transportutslipp.

En av de viktigste konsekvensene av endringer i livsstil og urban struktur er pendleavstand og valg av transportmiddel. Reisen fra bopel til arbeidssted i europeiske byer har økt raskt det siste tiåret og forventes å øke ytterligere. Mindre husstander, økt antall arbeidstakere og stigende inntekter har også bidratt til økt bruk av privatbiler. Videre har desentraliseringen av arbeidssteder og kommersielle aktiviteter ført til større reiseavstander

mellom driftssteder hvor det i mange tilfeller ikke finnes noe offentlig transporttilbud (OECD/ECMT 1995).

I Storbritannia økte f.eks. pendlernes gjennomsnittsreise fra 5,3 engelske miles i 1975-76 til 7,5 engelske miles i 1992-94, en økning på rundt 40 %. Flere og flere av disse reisene gjøres med privatbil. Lengden på en gjennomsnittlig shoppingtur økte fra 2,6 engelske miles i 1975-76 til 3,5 engelske miles i 1992-94, en økning på 35 %. Denne økningen kommer i hovedsak fra økt utenbys lokalisering av kjøpesentre og desentralisering av detaljhandelen (UK-DOE, 1997).

## 12.5. Løsninger og muligheter

I løpet av de siste fem år har et økende antall av Europas lokale myndigheter begynt å søke etter metoder for å oppnå en bærekraftig utvikling gjennom redusert ressursforbruk, utslipp og avfall samtidig som innbyggernes levevilkår blir bedret. Noen av løsningene er blitt belønnet med utmerkelse på Habitat II-konferansen om byutvikling (boks 12.2) og fra Kampanjen for bærekraftig utvikling i europeiske byer og tettsteder.

I prinsippet er det et enormt potensial for slik utvikling ettersom mennesker og økonomisk virksomhet konsentreres i byene, og den høye konsentrasjonen gir muligheter til redusert arealforbruk og bruk

| Tabell 12.3 Trender i arealbruk og transport i utvalgte europeiske byer |      |      |           |
|---|------|------|-----------|
|   | 1980 | 1990 | % endring |
| <b>Arealbruk</b>  |      |      |           |
| Tetthet i byområdet (personer/ha)                                       | 54   | 50   | -7        |
| CBD-tetthet (personer/ha)   | 89   | 78   | -12       |
| Tetthet i bykjernen (personer/ha)                                       | 91   | 87   | -2        |
| <b>Infrastruktur for privat transport</b>                               |      |      |           |
| Gatelengde per person (meter)   | 2.2  | 2.4  | +9        |
| Parkeringsplasser i CBD/1000 arbeidsplasser                             | 191  | 216  | +13       |
| <b>Karakteristikker - privattransport</b>                               |      |      |           |
| Privatbiler/1000 personer   | 332  | 392  | +18       |
| Totalt antall biler/1000 personer                                       | 382  | 452  | +18       |
| Årlige bilkilometer/person  | 3526 | 4519 | +28       |
| Årlige passasjerkilometer/person  | 5646 | 6516 | +15       |
| % av arbeidstakere som går eller sykler                                 | 20.8 | 16.7 | -4.1      |
| <b>Karakteristikker - offentlig transport</b>                           |      |      |           |
| Årlige servicekilometer/person  | 80   | 93   | +16       |
| Årlige turer/person   | 283  | 322  | +14       |
| Årlige passasjerkilometer/person  | 1673 | 1908 | +14       |
| <b>Balanse i offentlig/privat transport</b>                             |      |      |           |
| Offentlige systemers % av samlet antall passasjerkilometer              | 23.5 | 22.9 | -0.6      |

**Merknader:** Utvalget av europeiske byer inkluderte: Hamburg, Frankfurt, Zürich, Stockholm, Brussel, Paris, London, København, Wien og Amsterdam.

CBD = Det sentrale byområdet

**Kilde:** Kenworthy og Laube 1997

av motorkjøretøyer, mer effektiv utnyttelse av naturressurser og gjenbruk av materialer. Det gir også muligheter for effektiv transport og kraftproduksjon, bedre systemer for avfallsforvaltning og lavere kostnader for utbygging av nødvendig infrastruktur (CEC 1996).

### Lokal Agenda 21

Kapittel 28 i Agenda 21, som ble undertegnet i Rio de

|   |
|---|
| <b>Boks 12.2: På Habitat II-konferansen av europeiske byer ble følgende prosjekter/programmer tildelt pris (*) eller utpekt som Beste miljøpraksis (•).</b> |
|---|

|                      |   |
|----------------------|---|
| * Lublin, Polen      | Etablering av rammebetingelser for at offentlige og private interessenter kan samarbeide og dele kostnadene for ny infrastruktur og finansiering av miljøforbedringer.  |
| * Tilburg, Nederland | Tilburgmodellen: En strategisk visjon av fremtiden som legger premissene for byens utvikling og organiseringen av byens administrasjon.   |
| • Tampere, Finland   | NGO-koalisjonen TAMPERE 21 startet en dialog mellom innbyggere og beslutningstakere i lokale tiltak for å forhindre klimaendringer. Dette arbeidet har ført til en ny miljøpolitikk i Tampere kommune.        |
| • Oslo, Norge        | En plan for Gamle Oslo, som gjennom lokalt engasjement og partnerskap mellom stat og kommunale myndigheter og lokale organisasjoner skal forbedre miljø, boligtilbud og helse, samt skape nye arbeidsplasser. |
| • Katowice, Polen    | Prosjektet fremmer bærekraftig sosial, økonomisk og fysisk utvikling og fornyelse i det urbane området rundt Katowice.  |
| • Glasgow, Skottland | En «Handlingsplan for varme boliger» som fokuserer på enøk- investeringer i kommunale boliger og har som målsetning å skaffe strøm og totaloppvarming av boliger for under 10 % av familiens nettoinntekt.    |
| • Cordoba, Spania    | Etablering av et resirkulerings- og kompostanlegg. Avfallsproduktene føres tilbake til produksjonen med kommunal støtte, og komposten skal anvendes i lokalt jordbruk.  |
| • Gøteborg, Sverige  | Prosjekt for forbedring av bomiljøer gjennom en helhetlig lokal politikk.   |

Janeiro i 1992, forpliktet de 179 underskriftslandene til å utvikle lokale handlingsplaner for å oppnå bærekraftighet:

*«På grunn av at så mange av problemene og løsningene som omhandles i Agenda 21 har sine røtter i lokale aktiviteter, vil lokale myndigheters deltakelse være avgjørende for at målsetningen skal oppnås. Lokale myndigheter etablerer, håndhever og fører en sosial og miljømessig politikk og lovgivning for miljø og økonomiske og sosiale aktiviteter, og bidrar i gjennomføringen av statlig og regional miljøpolitikk. Som det forvaltningsnivå som er nærmest folk spiller lokale myndigheter en sentral rolle når det gjelder å utdanne og mobilisere, og lytte til, befolkningen for å fremme en bærekraftig utvikling» (UNCED, 1992).*

Året 1996 ble satt som frist for når flertallet av de lokale myndigheter skulle ha igansatt en samarbeidsprosess for utvikling av Lokal Agenda 21. Innenfor denne rammen vedtok flere europeiske byer og tettsteder deklarasjonen «Mot bærekraftighet», et charter som ble vedtatt på den første konferansen av bærekraftige europeiske byer og tettsteder i Ålborg i mai 1994 (boks 12.3). En ny konferanse ble avholdt i Lisboa i oktober 1996 for å vurdere byenes framskritt i forhold til målsetningen i Ålborg-charteret, og for å utarbeide en handlingsplan.

En fersk undersøkelse (ICLEI 1996, 1997) viser at 1579 lokale myndigheter i Europa har tatt initiativ til å innføre Lokal Agenda 21. De fleste av disse tiltakene (87 %) er konsentrert i de seks landene som har etablert landsomfattende kampanjer, særlig Norge (415 lokale programmer) og Sverige (307 lokale programmer). Lokale myndigheter i Storbritannia har også vært svært aktive: over 70 % av lokale myndigheter i Storbritannia har forpliktet seg til

#### **Boks 12.3: Charter for utvikling av bærekraftige europeiske byer og tettsteder**

Et charter for «bærekraftige byer» ble vedtatt i Ålborg i mai 1994 av 80 byer som deltok i en konferanse av europeiske byer og tettsteder. Charteret er delt i tre:

- a) en enstemmig deklarasjon som anerkjenner europeiske byers og tettsteders viktige rolle i å oppnå bærekraftig utvikling. Den etablerer prinsipper for bærekraftig utvikling og lokale strategier for å integrere disse prinsippene i byenes politikk. Sentrale punkter i deklarasjonen er å:
  - investere i naturkapital,
  - skape arbeidsplasser som bidrar til bærekraftig utvikling i bysamfunn,
  - begynne å etablere bærekraftig arealutnyttelse og trafikkmønstre i byene,
  - ta ansvar for det globale klima,
  - forebygge utslipp av giftige og farlige stoffer,
  - sikre retten til selvstyre i henhold til markedsprinsippet.
- b) et forpliktende program for Lokal Agenda 21 hvor deltakerbyene skal forsøke å oppnå lokal enighet om en Lokal Agenda 21 før utgangen av 1996 i samsvar med mandatet etablert i Agenda 21. Sentrale elementer i prosessen er:
  - å identifisere de alvorligste problemene,
  - utstrakt folkelig deltakelse i utarbeidelse og oppfølging,
  - vurdering av et stort utvalg av strategiske muligheter,
  - å etablere målbare mål,
  - utforming av en gjennomføringsplan og etablering av systemer og prosedyrer for overvåking og rapportering.
- a) en europeisk kampanje for utvikling av bærekraftige byer og tettsteder som inviterer lokale myndigheter til å delta i kampanjen for bærekraftighet. Dette omfatter:
  - tilrettelegging for gjensidig støtte mellom europeiske byer i utformingen og gjennomføringen av en lokal politikk for bærekraftighet,
  - registrere og formidle informasjon om god praksis,
  - utforme og anbefale miljøpolitiske retningslinjer for Europakommisjonen,
  - samordne tiltak med EU i spørsmål vedrørende bymiljø, og med arbeidet i Ekspertgruppen for bymiljø,
  - støtte lokale politikere i gjennomføringen av EUs lovgivning,
  - årlig tildeling av «Sustainable City Award»,
  - utgi et informasjonsblad om kampanjen.

Byene som undertegnet Ålborg-charteret etablerte kampanjen og gikk inn som deltakere. Den finansieres av viktige europeiske nettverk og sammenslutninger av lokale myndigheter inkludert Council of European Municipalities and Regions (CEMR), Eurocities, ICLEI, United Towns Organisation (UTO) og Healthy Cities, som samordner sine aktiviteter gjennom en samordningskomité.

Til nå har 289 europeiske byer, tettsteder og kommuner signert Ålborg-charteret og deltar dermed i kampanjen..

prosessen i Lokal Agenda 21 (LGMB 1997). Statlig støtte i form av nødvendige ressurser har vært avgjørende for framskrittet i disse landene. Utvekslingen av erfaring og ekspertise mellom byene blir lagt til rette av Europeisk nettverk for bærekraftig urban mobilitet (Bilfrie byer), som yter assistanse i gjennomføringen av prosjekter som kameratkjøring og transportplaner for pendling.

### *Byplanlegging*

Arealbruk og strukturplanlegging blir i økende grad anerkjent som kraftige virkemidler for å forbedre byenes bærekraftighet. Flere europeiske byer undersøker nå mulighetene for å integrere økologiske prinsipper i planleggingen av arealbruk og transport. Gode eksempler er Amsterdam, Berlin, København, Leicester, Stockholm og Solingen. Miljøavdelingen i Amsterdam kommune utvikler nå f.eks. en integrert, områdeorientert politikk. I forbindelse med byplanlegging må strategiene:

- redusere forbruk av areal og ressurser til et minimum og beskytte åpne arealer,
- rasjonalisere og effektivt forvalte urbane strømmen,
- beskytte bybefolkningens helse,
- sikre lik tilgang til ressurser og tjenester,
- opprettholde kulturelt og sosialt mangfold.

Det Femte handlingsprogram for miljø i EU tillegger planlegging av arealbruk og bystruktur en framtidig plass i etableringen av rammebetingelser og grunnregler for samfunnsøkonomisk utvikling og økologisk helse. Programmet krever at planleggingen må sikre en optimal kombinasjon av industri, fritidsaktiviteter og turisme samt støttetjenester og infrastruktur i samsvar med miljøets bærekraft. Planleggingen skal også vektlegge balansen mellom boliger, arbeidsplasser og tjenester i hver bydel gjennom regulering og systemer for arealtildeling tilpasset de lokale forhold.

Urban arealutnyttelse er en av de viktige dimensjonene som nå anerkjennes i Felleskapets regionalpolitikk med utarbeidelse av et Arealutviklingsperspektiv for Europa, der spørsmålet om en integrert EU-politikk for arealplanlegging blir tatt opp. I tråd med dette vektlegger ekspertgruppens rapport om bærekraftige europeiske byer behovet for å få miljøhensyn inn i planleggingssystemene og utvide bruken av miljøkonsekvensvurderinger for å evaluere bærekraftigheten i ulike byutviklingsprosjekter (et eksempel er vist i boks 12.4).

### *Miljøforvaltning*

Utformingen av effektive styringssystemer for bymiljø ligger også sentralt i miljøpolitikken som nå utvikles av lokale myndigheter i Europa. Forvaltningen av urbane strømmen som vann, energi og transport åpner muligheter for å innføre en økosystem-metode. I Europa er de danske byene de

#### **Boks 12.4: Integrert arealbruks- og miljøplanlegging, Reggio Emilia, Italia**

Reggio Emilia kommune i Italia har utviklet en unik metode for å integrere miljøhensyn i arealplanleggingen på lokalt plan. Man har tatt i bruk en type miljøanalyse som klassifiserer byarealer i henhold til deres evne til å regenerere vann, jord og luft.

I miljøanalyseprosjektet har man identifisert og innført følgende miljøkriterier og strategier i arealplanleggingen:

- forlengelse av kloakksystemet og innføring av dobbelt rørsystem,
- forlengelse av sykkelstier og egne filer for kollektiv transport,
- utvidelse og sammenknytting av avgrensede områder som er vernet i reguleringsplan,
- vern av korridorer mellom grøntarealer i og utenfor byen,
- vern av områder med forurensningsreducerende evne (særlig langs vassdrag),
- ingen byggestart i økologisk sårbare og permeable områder,
- identifisering av landlige områder hvor avfall fra intensivt husdyrhold kan anvendes,
- definering av en indeks for lav boligtetthet i byområder som skal fornyes eller utbygges,
- definering av miljøstandarder som setter minimumsprosenter av totalt areal for permeabelt og ubebygget, areal, antall trær langs veiene og parkeringsareal.

Prosjektet har bevist at med nye metoder lar det seg godt gjøre å integrere miljø- og arealplanlegging på lokalt plan.

**Kilde:** EURONET/ICLEI 1997

beste eksemplene på nytenkning når det gjelder desentralisert energiforsyning og -forvaltning. Kommunene eier gjerne kraftverk selv eller sammen med andre, og dette åpner for energisystemer med lukket kretsløp som f.eks. kraftvarmeverk og fjernvarmesystemer. Også i andre byer ser man eksempler på eksperimentelle systemer for miljøforvaltning. I Breda, Dordrecht og Zwolle i Nederland er det utviklet økologiske forvaltningsprinsipper som legges til grunn for byutviklingen. Flere lokale myndigheter i Italia utarbeider egne energiplaner. I Frankrike og i Storbritannia blir imidlertid energipolitikken utformet av de sentrale myndigheter og implementert av offentlige og private energiselskaper, noe som sterkt begrenser den lokale handlefriheten.

#### *Økonomiske virkemidler*

Å sende de riktige signaler gjennom markedsbaserte virkemidler blir mer og mer anerkjent som den mest direkte metoden for å inspirere til urban bærekraftighet. Rapporten om bærekraftige byer i Europa (1996) identifiserer seks økonomiske virkemidler:

- lokale miljøskatter og -avgifter,
- prisstrukturer,
- regulering av energi- og vannforsyning,
- vurdering av investeringer,
- miljøhensyn i budsjetteringen,
- miljøkriterier i innkjøp og anbud.

Prismekanismer i ulike sektorer som energi, vann og transport blir nå innført i flere europeiske byer. Et godt eksempel i energisektoren er innføringen av progressive strømpriser i Wien, Saarbrücken og Zürich. Den progressive strømprisen er en lineær rate med en minimumspris for meget lavt forbruk, men med en topprate for forbruk over rundt 6000 kWh per år. Som en følge av dette har elektrisitetsforbruket i disse byene gått ned, noe som viser at forbrukernes atferd påvirkes positivt av prisstrukturer.

Økonomiske virkemidler når det gjelder transport i byene varierer fra parkeringsavgifter til bompenger. Vellykkede systemer for veiprising er innført i Bergen og Oslo og blir vurdert innført i Stockholm og en rekke sveitsiske og nederlandske byer. Europakommisjonen arbeider også med utvikling av økonomiske incitamenter for å bedre bymiljøet. Nye EU-tiltak på dette området går fra en harmonisering av avgiftssystemene til den mest ambisiøse grønne skattereform.

#### **Referanser**

Berdowski, J.J.M., W. Mulder, C. Veldt, A.J.H. Vissechedijk, P.Y.I. Zandveld (1996). *Particulate emissions (PM<sub>10</sub>-PM<sub>25</sub> PM<sub>0.1</sub>) in Europe in 1990 and 1993*. Første utkast, august.

Borrell P., P. Builtjes, P. Grennfelt, O. Hov, R. van Aalst, D. Fowler, G. Mégie, Moussiopoulos, P. Warneck, A. Volz-Thomas og R. Wayne (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, vol. 1, s. 19-26.

Car Free Cities (1997). *Car Free Cities Report*. Brussel.

CEC (1996). *European Sustainable Cities*. Rapport fra ekspertgruppen på bymiljø.

CEC (1997a). *Proposal for a Council Directive relating to limit values for sulphur dioxide, oxides of nitrogen, particulates matters and lead in ambient air*. COM(97) 500 endelig, 08.09.97.

CEC (1997b). *Transport demand of modes not covered by international transport statistics*. UITP for DG VII.

EEA (1995). *Europas miljø: Dobbris-rapporten*. Red.: D. Stanners og P. Bourdeau. ISBN 92-826-5409-5. Det europeiske miljøbyrået, København.

EEA (1997). *Air Pollution in Europa 1997*. Report prepared by the European Topic Centre on Air Quality and the European Topic Centre on Air Emissions. ISBN 92-9167-059-6. Det europeiske miljøbyrået, København.

EEA (1998 – monografi under utarbeidelse). *Groundwater Quality and Quantity*. Skal utgis i Det europeiske miljøbyråets monografiserie om miljø.

Eurostat (1997) – *European Transport in Figures*. Luxembourg.



- Folke C., J. Larsson m.fl. (1996). *Renewable Resource 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 (1996). *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 F.B. Laube (1996). Automobile Dependence in Cities: An International Comparison of Urban Transport and Land Use Patterns with Implications for Sustainability. *EIA Review*, vol. 16, nr. 4-6, s. 279-308.
- Kucera V., J. Henriksen, D. Knotkova, Ch. Sjøstrøm (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.: J.M.Costa og M.D. Mercer. 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, UK.
- McPherson, E.G., D.J. Nowak m.fl. (1994). *Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project*. Radnor, PA, Northeastern Forest Experiment Station.
- Moussiopoulos, N., P. Sahm, Ch. Kessler (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 J.R. Kenworthy (1991). Transport and Urban Form in Thirty-Two of the World's Principal Cities. *I Transport Reviews*, vol. 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*, vol. 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, Storbritannia.
- UNEP/WHO (1992). *Urban Air Pollution in Megacities of the World*, Blackwell, Oxford, Storbritannia.
- WHO (1987). *Air quality guidelines for Europe*. WHO Regional Publications, European Series nr. 23, Verdens helseorganisasjon, København.
- WHO (1998). *Revised WHO Air quality guidelines for Europe*. 2. utgave, 6. februar 1998. WHO European Centre for Environment and Health, Bilthoven, Nederland.

## 13. Teknologiske og naturlige miljøtrusler

### Hovedkonklusjoner

I EU har det årlige rapporterte antall større industriulykker vært noenlunde konstant siden 1984. Siden både varsling av ulykker og nivået på den industrielle aktivitet har økt siden da, er det sannsynlig at antallet ulykker per aktivitetseenhet har gått ned. Det finnes per i dag ingen databaser som dekker ulykker i Sentral- og Øst-Europa og i de nye, uavhengige statene i Europa.

I henhold til Det internasjonale atomenergibyråets internasjonale skala for atomuhell (INES) har det ikke vært noen «ulykker» (indeks 4-7 på INES-skalaen) i Europa siden 1986 (Tsjernobyl – indeks 7). Flesteparten av de rapporterte ulykkene har vært «uregelmessigheter» (indeks 1), med unntak av noen få «hendelser» (indeks 2-3).

I løpet av de siste ti årene har det verden over vært en betydelig nedgang i antallet store oljeutslipp, men de få oljeutslippene som fant sted var til gjengjeld svært store. Siden 1980 er det årlige antall store oljeutslipp (over 700 tonn) redusert til ca. en tredel av hva det var på 1970-tallet.

Det har vært en stadig økning i omfanget av svært mange aktiviteter som medfører fare for større ulykker, og en økning av disse aktivitetenes og infrastrukturenes sårbarhet overfor naturlige miljøtrusler. Seveso II-direktivet setter fokus på forebygging av ulykker. Det er bredt anlagt, har en omfattende karakter og gir en stor del av den nødvendige rammen for bedre risikostyring. Dette må nå gjennomføres av industrien og av de lovgivende og planleggende myndigheter. Direktivet foreslår også en modell for Øst-Europa, der ingen tilsvarende tverrnasjonale rammer eksisterer.

Det har vært svært mange oversvømmelser i løpet av 1990-årene, med store skader og mange dødsfall som følge. Selv om den mest sannsynlige forklaringen er naturlige variasjoner i vannføring, kan virkningene ha blitt forsterket av menneskets inngrep i vannets kretsløp.

### 13.1. Innledning

De fleste miljøkonsekvensene som er beskrevet i denne rapporten skyldes helt rutinemessige menneskelige aktiviteter som energiproduksjon og -bruk, industri, transport og landbruk. Menneskets helse og miljøet kan imidlertid også påvirkes av store teknologiske ulykker og ekstreme naturhendelser.

Slike ulykker og hendelser utgjør en egen kategori miljøproblemer. Det som kjennetegner dem er de særlig bekymringsfulle følgenes potensielle omfang (derav interessen fra medier og det offentlige), deres uforutsigbarhet (derav oppfattelse av mangel på kontroll og vansker med å sikre hensiktsmessig beredskap) og usikkerheten når det gjelder konsekvensene. Usikkerheten forsterkes av at det i forbindelse med slike hendelser ofte er lite kunnskap om hvordan de stoffene som frigjøres beveger seg gjennom miljøet, hvilke virkninger de kan ha på helse og miljø og eventuelle uforutsette interaksjoner med det omgivende miljø når slike hendelser inntreffer.

Selv om statistikker over hendelser som har inntruffet kan gi en viss indikasjon på mulige framtidige hendelser, gjør nettopp kompleksiteten ved årsakene (som er knyttet til samfunnsmessige faktorer og komplekse miljøproblemer som f.eks. klimaendringer) at det er umulig å forutsi om når og hvor framtidige hendelser vil inntreffe. Denne usikkerheten kombinert med usikkerheten omkring følgenes art og omfang, gjør at store teknologiske ulykker og ekstreme naturhendelser må behandles som vesentlige «risiko»-kilder i forhold til vurdering og styring.

I dette kapitlet drøftes fire kategorier av slike hendelser:

- større industriulykker,

- ulykker ved kjernekraftanlegg,
- skips- og offshoreulykker,
- katastrofer forårsaket av naturlige miljøtrusler som eventuelt forverres av menneskelige aktiviteter.

Kapittelet gir en oversikt over slike hendelser i Europa i løpet av de siste 10 årene og beskriver utviklingen innen trender over forekomster, årsaker og konsekvenser for den menneskelige helse og miljøet.

### 13.2. Virkninger og trender

Ulykker og naturkatastrofer er hendelser som kjennetegnes av at de er uforutsigbare og enkeltstående (boks 13.1). Noen typer større teknologiske ulykker og naturkatastrofer har i seg potensialet til å forårsake massive kortsiktige konsekvenser og noen ganger uopprettelig skade på lokale bestander og økosystemer, f.eks. som følge av akutte virkninger av svært giftige stoffer, trykket av eksplosjoner eller frigjøring av store mengder giftige stoffer i løpet av kort tid. Vanligvis vil den største økologiske skaden være i det akvatiske miljø, mens det er mer sannsynlig at skader og eventuelle dødsfall hos mennesker skyldes utslipp til luft. Imidlertid kan den akkumulerte virkningen på miljøet av mindre ulykker - f.eks. ulykker under transport av giftige stoffer, som ikke behandles i dette kapittelet på grunn av manglende data - være langt større enn ved store ulykker.

Spekteret av større teknologiske ulykkers virkninger på den menneskelige helse omfatter både kortsiktige virkninger som skader, brannskader og forgiftninger og langsiktige eller forsinkede virkninger som økt fare for neoplastiske sykdommer eller medfødte deformasjoner hos barn av foreldre som er blitt utsatt.

Likevel domineres ulykkesstatistikkene over helsevirkninger av trafikkuulykker (ikke behandlet i denne rapporten), med 105 000 dødsfall og 2,2 millioner skader i Europa sett under ett i 1996 (UNECE-data). Industriulykker og kjente, men uforutsette ulykker som smitte av mat eller drikkevann forårsaker hundrevis av registrerte dødsfall og tusenvis av skade- og sykdomstilfeller i Europa hvert år. I tillegg kan slike ulykker påvirke miljøet på samme måte som vanlige utslipp som forurensar miljøet, f.eks. ved å skade ulike deler av det aktuelle økosystemet via næringskjedene.

Ettersom det finnes ulike kriterier for varsling, og dermed ulike tolkninger av hva som utgjør en stor ulykke (unntatt når det gjelder stråling der «hendelser» og «ulykker» er klassifisert i den internasjonale skalaen for atomuhell – INES), er det ikke mulig å utlede generelle kvantitative trender for store ulykker. Selv om ensartet klassifisering og rapportering av ulykker er forbedret etter at MARS-databasen (Major Accident Reporting System) ble innført i 1984 og INES i 1992 (se under), blir enkelte geografiske områder (f.eks. Øst-Europa) viet mindre oppmerksomhet enn andre. Visse typer uhell (f.eks. «nestenulykker») blir ofte ikke rapportert. Trender kan imidlertid følges kvantitativt, og følgende punkter beskriver utviklingen de siste ti årene i Europa på de ulike områdene innen større teknologiske og naturlige miljøtrusler.

#### 13.2.1. Større industriulykker

Informasjon om industriulykker i Europa finnes i ensartet form kun for EU. Når det gjelder Sentral- og Øst-Europa finnes ingen enkelt pålitelig informasjonskilde. Derav fokuserer denne delen på tilgjengelige opplysninger om EU, og på grunnlag av disse kan det i enkelte tilfeller trekkes paralleller for resten av Europa.

### Boks 13.1: Hva er en ulykke?

En ulykke er en utilsiktet hendelse med negative konsekvenser, som kan være alt fra en liten ulykke til katastrofer. I betraktning av det brede spekteret hendelser som kan omtales som ulykker, er det nødvendig med klare definisjoner for å kunne presentere data om teknologiske ulykker og katastrofer som skyldes naturlige miljøtrusler, og kunne drøfte deres art og konsekvenser. Det finnes imidlertid ingen enkel definisjon på «større ulykke». Definisjonene baseres vanligvis på ulike former for negative konsekvenser (antall dødsfall, skader, evakuerte, miljøkonsekvenser, kostnader osv.), og en terskelverdi for hver enkelt konsekvens.

Innenfor Den europeiske union defineres større ulykker som *«plutselige, uventede og ikke-planlagte hendelser som skyldes et ukontrollert forløp innen en industriell aktivitet, som faktisk eller eventuelt forårsaker omgående eller forsinkede alvorlige negative virkninger (dødsfall, skader, forgiftning eller sykehusinnleggelse) for et antall mennesker i og/eller utenfor anlegget.»* (Det europeiske råd 1982, CEC 1988).

270 Europas miljø

Seveso I- og II-direktivene (Det europeiske råd 1982, 1997) pålegger vedkommende myndigheter i medlemsstatene å varsle Europakommisjonen om større ulykker hvor farlige stoffer er innblandet, bortsett fra når det gjelder ulykker i forbindelse med kjernekraft, militære aktiviteter, gruvedrift, transport eller avfallsfyllinger. Siden 1984 har slike store ulykker blitt varslet i henhold til MARS, som drives og vedlikeholdes av Europakommisjonens felles forskningssenter Ispra.

Selv om det i dag ikke finnes noen tilsvarende database for Sentral- og Øst-Europa og Europas nye, uavhengige stater, kan dette endres som et resultat av Europakommisjonens samarbeidsprosjekter (PHARE og TACIS) og arbeidet i UNECEs regionale samordningssentre for forebygging av industriulykker (Budapest) og for opplæring og trening i industriulykker (Warsawa).

Fra 1984 til slutten av april 1997 ble til sammen 293 større industriulykker rapportert til MARS-databasen i henhold til Seveso-direktivet, og 190 av disse skjedde etter 1990. Tabell 13.1 gir en oversikt over konsekvensene av ulykkene etter 1984. Rundt to tredeler av ulykkene som medførte økologisk skade innebar vannforurensning (ferskvannsreservoarer, elver), og i rundt halvparten av disse skyldtes forurensningen utslipp av vann fra brannslukking.

Selv om det vanligvis er de relativt sjeldne større ulykkene med de mest åpenbare og dramatiske følgene som gis størst offentlig oppmerksomhet, ble ikke desto mindre 43 ulykker (17 %) som ikke hadde noen eller bare uvesentlige konsekvenser betraktet som «større ulykker» og følgelig varslet av vedkommende myndighet i EUs medlemsstater.

Rapporteringshyppigheten ved større ulykker i EU har vært relativt stabil de siste 13 årene (figur 13.1). Det kan imidlertid ikke utledes noen tidstrend av disse opplysningene for det første på grunn av endringer av antallet rapporterende land (flere rapporterende land i annen halvdel av perioden), og for det andre fordi varslingen etter hvert er blitt mer fullstendig (med økende aksept for systemet). Ikke desto mindre viser den relativt stabile trenden når det gjelder større ulykker under disse forholdene at antallet større ulykker per aktivitetseenhet går ned ettersom intensiteten ved de industriaktiviteter i Vest-Europa som forårsaker flesteparten av de store ulykkene, er økt (se kapittel 1, punkt 1.3.2). Ytterligere dokumentasjon er nødvendig for å underbygge denne konklusjonen, som også kan være nyttig når det gjelder å måle effektiviteten ved tiltak som går på ledelse og forebygging som kan legges til grunn når retningslinjer skal utarbeides.

Seveso II-direktivet (Det europeiske råd 1997), erstatter og innskjerper Seveso I-direktivet. For varslingsformål inneholder det en utvetydig definisjon på hva en «større ulykke» er. Definisjonen baseres på kvantitative terskelkriterier (se boks 13.2). Dette vil sannsynligvis føre til en generell senking av terskelkriteriene for varsling av ulykker og dermed vil betydelig flere hendelser blir rapportert. Dette vil imidlertid ikke nødvendigvis gjenspeile økt ulykkesfrekvens. Seveso II-direktivet påbyr også varsling av «nestenulykker», noe medlemsstatene betrakter som av særlig teknisk interesse for å kunne forebygge større ulykker og begrense konsekvensene, men som ikke møter de kvantitative kriteriene.

Analysen av ulykkene som ble varslet i henhold til MARS viser at de fleste skjedde innenfor petrokjemisk industri, raffinering og prosessindustrien, mens den keramiske industri, sement, overflatebehandling og farge var minst utsatt for ulykker. De stoffene som oftest var involvert, var svært brennbare gasser, men klor og ammoniakk ble også ofte frigitt.

Dataene indikerer at store industriulykker hvor farlige stoffer er involvert vanligvis skyldes en rekke årsaker som menneskelig svikt, komponentfeil, kjemiske reaksjoner og hendelser utenfor anlegget. Det er vanligvis viktigere å få klarhet i begivenhetsrekkefølgen enn å lete etter en enkelt grunnleggende årsak, som i de aller fleste tilfeller ikke eksisterer.

**Tabell 13.1 Konsekvenser av ulykker i EU etter 1984 varslet i henhold til MARS (status per oktober 1996).**

| <b>Konsekvenser</b>          |                                  | <b>Antall ulykker<sup>1</sup></b> |
|------------------------------|----------------------------------|-----------------------------------|
| Ingen eller ubetydelige      |                                  | 43                                |
| Dødsfall                     | - innenfor anlegget <sup>2</sup> | 47                                |
|                              | - utenfor anlegget               | 16                                |
| Personskade <sup>3</sup>     | - innenfor anlegget              | 94                                |
|                              | - utenfor anlegget               | 26                                |
| Økologisk skade              |                                  | 21                                |
| Skade på kulturarv           |                                  | 0                                 |
| Økonomiske tap <sup>4</sup>  | - innenfor anlegget              | 5                                 |
|                              | - utenfor anlegget               | 9                                 |
| Samfunnsmessige konsekvenser |                                  | 121                               |

<sup>1</sup>Ettersom hver ulykke kan ha flere konsekvenser, kan summen være høyere enn antallet ulykker rapportert i perioden.

<sup>2</sup>Dødsfall og personskader innenfor anlegget gjelder ansatte, kontraktører og redningsmannskap på eller ved ulykkesstedet.

<sup>3</sup>Personskader omfatter alt fra små skader til skader som krever sykehusopphold på 24 timer eller mer.

<sup>4</sup>Økonomiske tap henviser bare til tilfeller hvor det er gitt troverdige kostnadsoverslag.

**Kilde:** MARS-database

Nye detaljerte analyser av beskrivelser av større ulykker (Drogaris 1993, Rasmussen 1996) viser at komponentsvikt og menneskelig svikt var de to vanligste umiddelbare årsakene til større ulykker, mens de dominerende underliggende årsakene var unnlaterelser fra organisasjonens eller ledelsens side (67 % av ulykkene).

Selv om antallet ulykker per aktivitetseenhet - som nevnt over - synes å gå ned, er det generelt ingen signifikante trender med hensyn til kilder, årsaker og konsekvenser av større ulykker i løpet av det siste tiåret. Dette kan bety at mange av de tilsynelatende kjedelige «lærepenge» fra tidligere ulykker ennå ikke er tilstrekkelig implementert i industripraksis og industristandarder.

### 13.2.2. Atomulykker

Atomulykker kan potensielt sett skje ved en rekke anlegg, både militære og medisinske, og forskningsinstitusjoner og atomkraftverk. Transport av radioaktive stoffer (f.eks. atombrensel, radioisotopkilder og avfallsprodukter) er også en potensiell kilde til strålingsulykker. Det er i dag (slutten av 1996) 442 atomreaktorer i drift på verdensbasis (hvorav 218 i Europa) og 36 under bygging (18 i Europa). Det er også 99 gjenvinningsanlegg for atombrensel i Europa (IAEA-data).

I 1992 formaliserte Det internasjonale atomenergibyrået (IAEA) den internasjonale skala for atomuhell som et verktøy til raskt å gi allmennheten entydig informasjon om sikkerhetsbetydningen av uhell rapportert på atomkraftanlegg. Uhell som kun gjelder reaktor- eller radiologisk sikkerhet klassifiseres etter en skala fra null til syv, hvor indeks null klassifiseres som «avvik», indeks 1-3 «hendelser» og indeks 4-7 «ulykker». Kun indeks 5-7 representerer risiko utenfor anlegget.

I henhold til INES-definisjonene har nesten alle uhell som ble rapportert til IAEA etter 1990 vært «avvik», med noen få «hendelser» (IAEA-data). Det har ikke vært noen «ulykker» i Europa siden 1986 (Tsjernobyl - INES-indeks 7). To svært alvorlige ulykker er blitt registrert i det tidligere Sovjetunionen, nemlig i Tsjernobyl og i Kyshtym, i et militært gjenvinningsanlegg i 1957 (INES-indeks 6). Opplysningene om hendelsene i det tidligere Sovjetunionen er imidlertid ikke nødvendigvis fullstendige ettersom mange anlegg og skip har vært militære. Men med den nye informasjonspolitikken i Den russiske føderasjon blir informasjon om avvik og hendelser nå umiddelbart frigitt (f.eks. atomkraftverket i St. Petersburg 1991, INES-indeks 2, og TOMSK militære gjenvinningsanlegg 1993, INES-indeks 3).

#### Boks 13.2: Kriterier for varsling av ulykker til Europakommisjonen (MARS-databasen)

Kriteriene for varsling av ulykker gjelder:

- mengden farlige stoffer som er frigitt,
- personskade,
- omfang og varighet av evakuering og driftsavbrudd,
- materielle skader,
- skade på terrestriske, ferskvanns- og marine habitater og grunnvann,
- grenseoverskridende skade.

**Kilde:** Det europeiske råd 1997

De fleste uhellene (avvik og hendelser) som har funnet sted i det siste i europeiske atomkraftverk skyldes menneskelig svikt i driften med påfølgende automatisk retur til normal drift.

Konsekvensene av Tsjernobyl-ulykken er beskrevet i *Dobris*-rapporten og andre steder (CEC 1996, EC/IAEA/WHO 1996, CEC 1998). De akutte helseeffektene var 31 dødsfall og rundt 140 mennesker med ulik grad av strålesyke og svekket helse – ingen av dem tilhørte den vanlige befolkningen. Når det gjelder samfunnsøkonomiske konsekvenser og psykologisk stress har følgene (herunder evakuering av 120 000 mennesker) vært meget omfattende og forventes å vare i lang tid.

Når det gjelder senvirkninger (kreft) har det vært en reell, signifikant økning i tilfellene av kreft i skjoldbruskkjertelen blant barn som lever i områder i det tidligere Sovjetunionen som er svært forurenset, og det kan også være en økning i denne krefttypen blant voksne her i disse regionene. Toppen på forekomsten av overhyppighet av kreft i skjoldbruskkjertelen er kanskje ennå ikke nådd. Dødsraten for skjoldbruskkjertelkreft er lav sammenlignet med andre krefttyper, rundt 1 per 100 tilfeller.

Derimot er det ikke observert noen økning i andre krefttyper, leukemi, medfødte misdannelser, spontanaborter eller andre strålingsrelaterte tilstander i befolkningen som kan tilskrives Tsjernobyl-ulykken, verken i eller utenfor den tidligere Sovjetunionen. Det gjennomføres store epidemiologiske programmer for å få bedre innsikt i potensielle framtidige helseeffekter. Imidlertid er det usannsynlig at disse stråledosene som har forekommet vil gi større forekomst av disse sykdommene blant befolkningen enn hva som er naturlig, unntatt for kreft i skjoldbruskkjertelen. Når det gjelder det store antallet hovedsakelig militært personell som deltok i nødtiltakene på anlegget og påfølgende opprydding, er tilgjengelige data begrenset og mindre entydige.

### 13.2.3. Større ulykker til havs

Miljøskader forårsaket av ulykker til havs kan være svært varierende, alt etter hvor de inntreffer. Store oljeutslipp vies stor oppmerksomhet, men omfanget av selve oljeutslippet er ingen indikator på den endelige belastningen. De faktiske konsekvensene kan variere svært meget, avhengig av om oljen ble sluppet ut i kystfarvann, som økologisk er svært sårbare, av rådende værforhold og hvilken type olje som ble sluppet ut (se også kapittel 10, punkt 10.3.3).

Den siste alvorlige ulykken med oljeutslipp i europeiske havområder (fram til slutten av 1997) var Sea Empress-ulykken som fant sted i februar 1996 nær Milford Haven i Storbritannia. Rundt 72 000 tonn råolje ble sluppet ut og 200 km kystlinje ble forurenset. Selv om en omfattende oppryddingsplan ble iverksatt både til sjøs og på land, døde tusenvis av fugler. Det ble forbudt å fiske i området, og selv om strendene så ut til å være rene da ferisesongen startet, gjorde vind og vær slik at rester av oljeforurensningen dukket opp resten av året.

I hele verden ble det fra 1970 til 1996 rapportert om 1 082 oljeutslipp på 7-700 tonn og 384 utslipp på over 700 tonn (ITOPF 1997). Dataene viser følgende fakta:

- Av de totalt rundt 10 000 innrapporterte hendelsene faller flesteparten (83 %) i den minste kategorien, dvs. < 7 tonn.
- Antallet store oljeutslipp (> 700 tonn) er betraktelig redusert. I slutten av 1980-tallet hadde gjennomsnittlig årlig antall store oljeutslipp falt til en tredel av forekomstene i foregående tiår.
- De få svært store oljeutslippene som skjedde sto for en stor andel av oljen som ble sluppet ut (f.eks. sto 10 av de 336 store utslippene på over 7 tonn etter 1986 for 74 % av totale oljeutslipp).
- Det siste tiåret har det vært en betydelig nedgang i det årlige antallet oljeutslipp rundt om i verden.

På europeisk plan har antallet store oljeutslipp gått ned, dog ikke så raskt som antallet globalt. Figur 13.2 viser antallet oljeutslipp over 700 tonn i europeisk farvann mellom 1970 og 1996 som var forårsaket av ulykker med tankskip, lasteskip og lektere. Antallet ulykker i Europas regionale havområder etter 1987 framgår av kapittel 10, figur 10.7, med geografisk fordeling i kart 10.1.

Større ulykker på havet (f.eks. ulykker med tankskip, oljeplattformer, utblåsninger eller hendelser i forbindelse med rørledninger) kan virke direkte på den menneskelige helse og medføre dødsfall. F.eks. ble 167 mennesker drept i eksplosjonen Piper Alpha i Nordsjøen i 1988.

De mange mindre ulykkene og utslippene som finner sted, enten de rapporteres eller ikke, kan være vesentlige på lang sikt, avhengig av persistensen til de stoffene som slippes ut. Som beskrevet i kapittel 10, punkt 10.3.3 finnes det ikke bevis på at store oljeutslipp eller kroniske oljekilder har gjort uopprettelig skade på livet i havet. Imidlertid har det vært lite langsiktig overvåking av oljens biologiske virkninger på de ulike formene for liv i havet. Det er kjent at til og med små utslipp under spesielle forhold kan forårsake betydelig skade i sårbare områder (f.eks. fauna, flora og sedimenter på havbunnen), og vi vet egentlig lite om virkningene av mange giftige kjemikalier – herunder tungmetaller og klorerte hydrokarboner – på det marine miljø. For å få bedre kjennskap til potensielle kroniske virkninger av oljeutslipp trengs mer omfattende overvåking og forskning. (ITOPF 1997).

#### 13.2.4. Katastrofer forårsaket av naturlige miljøtrusler

Storm, orkan, kuling, oversvømmelse, tornadoer, sykloner, frost, hetebølger, brann, snøstorm, tyfoner, haglstorm, jordskjelv og vulkanisk virksomhet er naturlige trusler mot miljøet og den menneskelige helse. Enkelte former for miljødeleggelse, som avskoging og forørkning, kan medvirke til at disse truslene oppstår eller forsterke dem (se kapittel 11).

I motsetning til ulykker er naturlige miljøtrusler en viktig drivkraft i endringene av miljøet. Det er vanskelig å gi noen nøyaktig definisjon i og med at utslagene kan være av så varierende styrke og gi så ulike konsekvenser. Som med teknologiske ulykker, avhenger konsekvensens art og omfang både av karakteristikkene ved selve hendelsen og menneskelige faktorer som befolkningstetthet, katastrofetiltak og planlegging av nødssituasjoner. Naturlige miljøtrusler kan også framskynde eller forsterke virkningene av teknologiske ulykker.

Som det framgår av figur 13.3 (OECD 1997) har registrert årlig antall naturkatastrofer som i prinsippet kan ha sammenheng med menneskelig aktivitet som har påvirket klimaet eller landskapet (altså jordskjelv og vulkanisk virksomhet unntatt) økt verden over. Økt befolkningstetthet og økt industriaktivitet i sårbare områder som kyststriper og elvenes nedbørfelt, har medvirket til en rekke katastrofer.

**Figur 13.2 Antall utilsiktede oljeutslipp i europeiske havområder og utslippsmengder, 1970-96**

| antall oljeutslipp | utslippsmengder (1000 tonn) |
|--------------------|-----------------------------|
|--------------------|-----------------------------|

**Merknad:** Bare utslipp over 700 tonn

**Kilde:** ITOPF 1997

**Figur 13.3 Antall naturkatastrofer, 1980-1996**

| antall katastrofer |
|--------------------|
|--------------------|

**Merknad:** omfatter storm, orkan, oversvømmelse, tornadoer, sykloner, frost, hetebølger, brann, snøstorm, tyfoner og haglstormer. Jordskjelv og vulkanisk virksomhet er ikke tatt med.

**Kilde:** OECD 1997



Selv om de fleste hendelsene i figur 13.3 fant sted i utviklingsland, kan vi se en tilsvarende utvikling i visse deler av Europa, særlig i sør og øst.

I Europa, som i resten av verden, er storm og oversvømmelse de vanligste naturkatastrofene, og de mest kostbare når det gjelder økonomisk skade og forsikrede tap (se tabell 13.2). Flomskadene er avhengig av flommens varighet, vannstand, topografi, eventuell bruk av flomsletter, flomsikringstiltak og bevisstgjøring av de innbyggerne som kan bli berørt. Menneskelige aktiviteter kan påvirke både forekomst og konsekvenser, f.eks. økes toppene i vannføringen når våtmarkene dreneres og elvene kanaliseres, og veiene kan fungere som ledningsnett og forårsake jordskred. Mange av disse problemene lå til grunn for oversvømmelsen av Odra og Wisla i 1997 (beskrevet i boks 13.3).

Siden slutten av 1980-tallet har konsekvensene av de naturlige miljøtruslene tilsynelatende økt (Swiss Re 1993). Et eksempel på dette kan ses ved en by på den tysk-franske grensen (Kehl), hvor Rhinen bare fire ganger mellom 1900 og 1977 gikk mer enn sju meter over flommålet, dvs. en gang hvert 20. år. Etter 1977 har Rhinen faktisk gått like høy hele 10 ganger, eller gjennomsnittlig en gang hvert annet år (UWIN 1996). Dette fører til desto større økonomiske tap. Det framgår av Munich Re (1977) at de økonomiske tapene i Europa som skyldtes oversvømmelser og ras i perioden 1990-96 var fire ganger høyere enn det samlede skadebeløp i tiåret 1980 - 1989 og 12,5 ganger tapet på 1960-tallet. Forsikringsutbetalingene som følge av oversvømmelser gikk opp fra USD 608 millioner i tiåret 1980-1989 til USD 1 815 millioner i perioden 1990-96. Den økonomiske skaden og de enorme belastningene naturkatastrofer medfører for samfunnet understreker behovet for å rette oppmerksomheten mot naturlige miljøtrusler og interaksjonen mellom naturlige miljøtrusler og menneskets inngrep i miljøet.

### 13.3. Perspektiver for ytterligere ulykkesforebygging og katastrofereduksjon

Interaksjonen mellom mennesket og miljøet viser økende tegn på sårbarhet overfor naturlige miljøtrusler. Utviklingen mot stadig større økonomiske skader og forsikringsutbetalinger på grunn av naturkatastrofer har fortsatt med uendret styrke (punkt 13.2.4). I følgende punkter drøftes strategier som utarbeides i Europa av store industriaktører, regulerende og planleggende myndigheter når det gjelder å møte slike alvorlige miljøtrusler behandlet over.

#### 13.3.1. Større industriulykker

De store ulykkene som avdekket behovet for retningslinjer for regulering av potensielt farlig industrivirksomhet (f.eks. Flixborough i 1974, Seveso i 1976) hadde en rekke fellestrekk: de lokale myndigheter visste ikke hvilke kjemikalier eller hvilke mengder det var snakk om, de visste ikke nok om prosessene til å forstå hvilke kjemiske stoffer som kunne blir frambrakt eller hvilken energi som kunne blir frigitt ved en ulykke og det manglet beredskapsplaner.

| Tabell 13.2 Store oversvømmelser i 1990-årene |          |                             |   |
|---|----------|-----------------------------|---|
| Oversvømmelse (elv/år)                        | Dødsfall | Økonomisk skade (mrd. ECU)* | Kommentarer                               |
| Tazlau (Romania) 1992                         | 107      | 0,05                        | Tazlau-dammen raste sammen                |
| Ouveze 1992                                   | 41       |                             | campingplass                              |
| Rhinen/Meuse 1993-94                          | 10       | 1,1                         | nedbørfeltet dekket av inntil 60 cm slam  |
| Po 1994                                       | 63       | 10                          |   |
| Rhinen 1995                                   |          | 1,6                         | 240 000 evakuert i Nederland              |
| Glomma og Trysil 1995                         |          | 0,3                         |   |
| Elv i Pyreneene 1996                          | 85       |                             | campingsted                               |
| Oder og Wisla 1997                            | 105      | 5,9                         | 195 000 evakuert, store materielle skader |

\* anslag

Kilde: EEA-ETC/IW

Med dette som bakgrunn behandlet det første Seveso-direktivet hovedsakelig produksjon og kontroll av flyten av korrekt informasjon blant de ulike aktørene i risikostyringsprosessen. Seveso II-direktivet inneholder følgende viktige nye krav (Amendola 1997):

- økte forpliktelser for vedkommende myndighet,
- bedriftene skal under særlige forhold utarbeide retningslinjer for forebygging større ulykker,
- en ny kategori farlige stoffer, nemlig de «miljøfarlige»,
- utprøving av kriseplaner,
- klarere kriterier for rapportering av ulykker,
- bedre tilgang til informasjon for allmennheten.

### Boks 13.3: Flommen i 1997

#### *Hva skjedde?*

I juli 1997 opplevde Europa en av de verste oversvømmelsene i historien. Store deler av Sør-Polen, østlige deler av Den tsjekkiske republikk og Vest-Slovakia ble oversvømt etter uvanlige store nedbørmengder. Enkelte steder falt det like mye nedbør i løpet av et par dager som det vanligvis gjør i løpet av et helt år (f.eks. 585 mm i løpet av fem dager på en tsjekkisk overvåkingsstasjon). Mange vassdrag i nedbørfeltene til Oder, Labe, Vistula og Morava fløt over sine bredder. Flommen forflyttet seg nedstrøms, satte hele samfunn under vann og ødela hus og broer. Industriavfall og kloakk blandet seg med flomvannet og forurenset alt det kom i kontakt med, både jordbruksland, butikker, kontorer og boliger.

Flommen berørte en firedel av Polen – et område med en befolkning på 4,5 millioner mennesker – og nesten av 1 400 byer og bygder. Byene Opole, Klodzko og Wroclaw ble ødelagt. Bare i Polen ble 400 000 hektar jordbruksland berørt, 50 000 boliger ødelagt, over 5 000 griser og en million kyllinger gikk tapt, 170 000 telefonforbindelser kuttet, 162 000 mennesker evakuert og 55 drept. Blant infrastrukturen som ble ødelagt var 480 broer, 3 177 km veier og 200 km jernbane. Samlede ødeleggelser i Polen ble anslått til USD 4 mrd.

I Den tsjekkiske republikk gjorde flommen skader for USD 2,1 mrd., 40 mennesker mistet livet i flomvannet og ytterligere 10 døde av konsekvensene av flommen (hjerteinfarkt, infeksjon). Rundt 2 150 boliger ble ødelagt, 18 500 fikk skader og til sammen 26 500 mennesker ble evakuert. I Tyskland måtte rundt 6 500 evakueres fra sine hjem. I den regionen som ble verst rammet i Tyskland, Land Brandenburg, ble kostnadene beregnet til USD 361 millioner. I mange av landene ble flommen en nasjonal tragedie som skapte kaos for kommunikasjonene, behov for øyeblikkelig humanitær hjelp og avslørte alvorlige mangler ved beredskapsplanene.

Blant de økologiske konsekvensene er økte konsentrasjoner av næringsstoffer og forurensning i Oders utløp. Tungmetaller, mineraloljer og organiske sporstoffer som simazin og atrazin ble ført med flomvannet. Nitrogenkonsentrasjonen i Oder var 6-8 ganger høyere enn middelverdien for 1996, og fosfatkonsentrasjonen 16 ganger høyere.

#### *Underliggende årsaker*

Oversvømmelsen ble forårsaket av ekstreme nedbørmengder, men virkningen ble forsterket av menneskenes inngrep i omgivelsene. Særlig var vannretensjonspotensialet i nedbørfeltene redusert på grunn av menneskelige inngrep. Absorpsjonsevnen var nedsatt som følge av ødeleggelse av skog og våtmarker rundt elvene, bygging av fjellstrømmer og elver, ødeleggelse av vegetasjonen på elvebreddene, fjerning av naturlige elementer som holder vannet tilbake (hekker, små skoger og vegetasjonsklynger) og drenering av jordbruksland. Elveløpet til både Oder og Vistula er både blitt utrettet og forkortet, og dermed er faren for flom blitt større. Derfor har flom vært en nesten vanlig foreteelse i området i mer enn ti år, men varslene er blitt oversett.

#### *Lærepenger*

Flommen i 1997 avslørte betydelige mangler ved forsvaret mot flommer i dette området. På grunn av ineffektiv kontroll med arealbruk hadde bolig- og næringsbebyggelse blitt tillatt i flomutsatte områder, noe som gjorde skaden enda større. Demninger og flomverk var i dårlig forfatning. Ineffektive kommunikasjonssystemer og mangel på samordning mellom politi, brannvesen, siviltforsvar og hæren hindret krisearbeidet. Territorialkonflikter mellom lokale og sentrale myndigheter under gjenoppbyggingen avslørte at byråkratisk flomforvaltning og føringsmetoden ikke var hensiktsmessig. I praksis var det de lokale myndigheter, ikke-statlige organisasjoner og bedrifter som bidro til å hjelpe mennesker til å hjelpe seg selv og begynne utbedringsarbeidet på de ødelagte byene.

Denne erfaringen tvinger statene i de berørte områdene til nytenkning når det gjelder flomforebygging og miljø sikkerhet. Det trengs en holdningsendring, fra å vurdere forebygging og tiltak hovedsakelig som et teknisk problem til å betrakte det som en del av et dynamisk samspill mellom mennesket og naturen – en tilnæringsmetode som krever bevisstgjøring og kunnskap om samspillet mellom menneskelige aktiviteter og natursystemer.

**Kilder:** REC 1997, Christine Bismuth og Marian Pohl, Umweltbundesamt, Bismuth m.fl. 1998, Nasjonale knutepunkter i Den tsjekkiske republikk, Polen og Den slovakiske republikk.

Seveso II-direktivet forutsetter også retningslinjer for arealbruk sett i forhold til faren for større ulykker som kan få betydelige konsekvenser med hensyn til hvordan samfunnet er organisert, særlig for land som per i dag ikke har slike krav:

- bredere sammensatte myndighetsorganer, særlig innenfor lokal arealplanlegging, skal trekkes inn i beslutninger om forenlighet mellom ny og eksisterende arealbruk,
- allmennheten forventes å delta i beslutningsprosessen og spille en langt mer aktiv rolle i risikostyringen generelt.

Det faktum at kjemisk forurensning i tilknytning til industriell eller annen bruk kan ha grenseoverskridende konsekvenser er dekket i UNECE-konvensjonen om grenseoverskridende virkninger av industriulykker (Helsinki 1992), som nylig ble revidert (Genève 1997). Konvensjonen hjelper partene med å forebygge, ha beredskap for og håndtere industriulykker som kan ha grenseoverskridende virkninger. Den oppfordrer også til internasjonalt samarbeid på disse områdene. Konvensjonen forplikter partene til å etablere og opprettholde forenlige og effektive ulykkesvarslingssystemer for å kunne motta og overføre informasjon med sikte på å hindre grenseoverskridende virkninger.

Seveso II-direktivet er meget omfattende. Det er basert på påbud, myndighet til å forby uakseptabel virksomhet og et kontrollsystem som involverer industri og myndigheter i medlemsstatene og Europakommisjonen og vil derfor kunne brukes som modell for Øst-Europa. Tilsvarende tverrnasjonale ordninger finnes ingen andre steder.

### **13.3.2. Atomuhell**

Til tross for at Tsjernobyl-ulykken ikke har vært en lærepenge som har fått betydning for utformingen av og regelverkene for atomkraftverk - bortsett fra når det gjelder reaktorer av samme type (RMBK) - har ulykken vært en ny utfordring for Europa. Den understreket blant annet behovet for bedre nasjonal og internasjonal beredskap i tilfelle store atomulykker.

For tiden er det to målsetninger for arbeidet med kjernefysisk sikkerhet:

- redusere ytterligere sannsynligheten for alvorlige ulykker i nye atomkraftverk, og dersom en atomulykke skulle inntreffe, begrense dens virkninger til selve anlegget,
- fastsette generelle sikkerhetsprinsipper som godkjennes og håndheves av alle land. Disse bør bl.a. øke bevisstgjøringen på alle nivåer når det gjelder atomsikkerhet og miljøvern.

Det nye forholdet som oppsto mellom landene i Sentral- og Øst-Europa og Europas nye, uavhengige stater og resten av Europa tidlig på 1990-tallet har lagt forholdene til rette for ytterligere utvikling av den internasjonale dimensjon ved kjernefysisk sikkerhet. I 1994 ble det vedtatt en internasjonal konvensjon om kjernefysisk sikkerhet som tar sikte å oppnå globale felles – og høyere – sikkerhetsnivåer ved atomkraftverk. Særlige problemer med kjernefysisk sikkerhet i Øst-Europa blir behandlet av en gruppe på 24 land, herunder vesteuropeiske land, Canada, USA og Japan, med økonomisk støtte fra Europakommisjonens TACIS- og PHARE-programmer og lån på særlig gunstige vilkår fra EURATOM og EBRD.

I henhold til IAEAs OSART-program (Operational Safety Review Team) som ble etablert i 1983, gjennomgår internasjonale ekspertgrupper sikkerheten ved enkelte atomkraftverk etter ønske fra vertslandets regjering. Innen utgangen av september 1997 var 89 oppdrag (hvorav 53 på europeiske reaktorer) gjennomført på 62 atomkraftverk i 30 land. OSART-oppdrag har vist seg å være særlig effektive for atomkraftverk i Sentral- og Øst-Europa.

Dersom det til tross for alle disse tiltakene skulle skje en atomulykke, er det nødvendig med rask, pålitelig og hensiktsmessig informasjon. Derfor har IAEA og Europakommisjonen innført kommunikasjonssystemer for overføring av viktig radiologisk informasjon mellom IAEA og Europakommisjonen og deres medlemsland.

### ***13.3.3. Større ulykker til havs***

Flere internasjonale avtaler har hatt til formål å redusere risikoen for ulykker på havet og miljøskader i den forbindelse. I tillegg til globale konvensjoner som dekker disse områdene (f.eks. Den internasjonale konvensjonen om forebygging av oljeforurensning av havet fra 1954), finnes flere regionale konvensjoner, f.eks. for Østersjøen, det nordøstlige Atlanterhav og Svartehavet.

Den internasjonale konvensjon om samarbeid vedrørende oljeforurensningsulykker - OPRC-konvensjonen - har som mål å forhindre at havet forurennes av oljeutslipp og pålegger medlemslandene å opprette et nasjonalt tiltakssystem etter føre-var-prinsippet. Dette medfører at et minimum av utstyr for opprydding av oljeutslipp må være på plass. Partene må bistå andre dersom en forurensningsulykke skulle inntreffe. Bistand kan også gis til andre land, f.eks. utviklingsland, for å etablere tiltakssystemer. Den internasjonale skipsfartsorganisasjonen (IMO) bidrar med støtte til teknologisk samarbeid for å gjøre det mulig for utviklingsland å tiltre OPRC-konvensjonen. Per januar 1998 hadde 35 land (hvorav 11 europeiske) tiltrådt konvensjonen.

Tankskipenes sikkerhet er en viktig sak på IMOs dagsorden om beskyttelse av havet. Verdens tankskipflåte blir stadig eldre, og det er en sammenheng mellom alder og forekomsten av ulykker. De fleste av dagens tankbåter ble bygget på 1970-tallet og overholder ikke mange av de strengere standardene som er innført senere. I dag er bare 251 av verdens 3 500 tankskip utstyrt med doble skrog. Innen et par år må brorparten av tanktonnasjen enten utstyres med doble skrog eller skrapes. Ifølge IMO må imidlertid dette tiltaket implementeres over flere år, delvis på grunn av begrenset kapasitet ved skipsverftene.

#### **13.3.4. Katastrofer forårsaket av naturlige miljøtrusler.**

Vekselvirkninger mellom menneskelige aktiviteter og naturlige miljøtrusler, beskrevet i punkt 13.2.4, har forsterket faren for at naturlige miljøtrusler skal påvirke den menneskelige helse og miljø, noe som understreker hvor viktig det er å planlegge arealbruken for å dempe og unngå slike virkninger.

De forente nasjoner lanserte det internasjonale tiår for reduksjon av virkningene av naturkatastrofer (IDNDR 1990-2000) for å gjøre folk bevisst på hvor mye de selv kan gjøre for sikre seg mot naturkatastrofer. Verdenskonferansen i Yokohama i 1994 om reduksjon av naturkatastrofer var en viktig milepæl i IDNDRs bevisstgjøringsarbeid og resulterte i et utkast til retningsgivende prinsipper for forebygging, beredskap og avdemping av naturkatastrofer, herunder:

- risikovurdering,
- katastroforebygging og beredskapstiltak som en integrerende del av utbyggingspolitikk og -planlegging,
- systemer for tidlig varsling,
- forebyggende tiltak som innbefatter deltakelse på alle nivåer fra lokalsamfunnet via regjeringen til det internasjonale plan,
- utdanning og opplæring,
- meddelelse om teknologier for å forebygge, redusere og avdempe katastrofer.

Med IDNDR-retningslinjene får landene et rammeverk og en mulighet til å bidra til en global strategi for å håndtere naturlige miljøtrusler. Mange land, også flere europeiske, har utarbeidet nasjonale planer for en rekke aktiviteter med sikte på å redusere konsekvensene av naturkatastrofer i de neste hundre år.

Muligheten for at drivhuseffekten øker hyppigheten og omfanget av ekstreme utslag som orkan og oversvømmelse, som er den potensielt viktigste vekselvirkningen mellom menneskelige aktiviteter og naturkatastrofer, er behandlet i kapittel 2. Denne trusselen, sammen med de mange oversvømmelsene som har funnet sted i det siste, har ført til at mange europeiske land har utarbeidet «flomberedskapsplaner», vanligvis som spesialoppdrag som skal integreres i eksisterende forvaltningsprogrammer for elvenes nedslagsfelt. De viktigste anbefalingene og retningslinjene omhandler retensjon av flomvann, flomvarslingsteknikker samt skadeforebygging (f.eks. begrense utbygging av flomutsatte arealer). Tiltak treffes for å bevisstgjøre folk om risikoen for oversvømmelse og bistå med rådgivning i tilfelle oversvømmelse.

**Referanser**

Amendola, A. (1997). *Approaches to risk analysis in the European Union*. Séminaire Euroforum: Analyse Quantitative des Risques. Paris, Frankrike.

Bismuth, C., E. Schmitz, A. Wiemann (1998). *Das Oderhochwasser*. Umweltbundesamt. Tyskland.

CEC (1988). *Report on the Application in the Member States of Directive 82/501/EEC of 24 June 1982 on the Major Accident Hazards of Certain Industrial Activities*. COM(88) 261. Brussel, Belgia.

CEC (1996). *Proceedings of the first international conference: The radiological consequences of the Chernobyl accident*. Minsk, 18.-22. mars 1996. EUR report 16544, 1192 sider. Kontoret for De europeiske fellesskaps offisielle publikasjoner, Luxembourg.

CEC (1998). *Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident*. EUR report 16733. Kontoret for De europeiske fellesskaps offisielle publikasjoner, Luxembourg.

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, Østerrike.

Det europeiske råd (1982). *Rådskonklusjon 82/501/EØF om fare for større ulykker ved visse industriaktiviteter («Seveso I»)*. Det Europeiske Fellesskaps Tidende.

Det europeiske råd (1997). *Rådskonklusjon 96/82/EF om fare for større ulykker ved visse industriaktiviteter («Seveso II»)*. Det Europeiske Fellesskaps Tidende.

ITOPF (1997). International Tanker Owners Pollution Federation, www-page <http://www.itopf.com/>, London, Storbritannia.

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, Frankrike.

Rasmussen, K. (1996). *The Experience with the Major Accident Reporting System from 1984 to 1993*. Europakommisjonen, EUR 16341 EN.

REC (1997). *The Bulletin: Quarterly Newsletter of the Regional Environmental Center for Central and Eastern Europe*, nr. 2, vol. 7, sommer 1997.

Swiss Re Insurance Company (1993). Natural Catastrophes and Major Losses in 1992: Insured Damage Reaches New Record Level. In *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. Integrasjon av miljøpolitikk og -tiltak i den enkelte økonomiske sektor

### 14.1. Innledning

EUs miljøkommissær, Ritt Bjerregaard, bemerket nylig (5. februar 1998) den store forskjellen mellom måten mannen i gata forstår miljøproblemene og måten lovgiverne behandler dem:

«Vi deler problemene inn i håndterlige biter som gjenspeiler den etablerte inndelingen mellom det enkelte departements fastlagte myndighets- og ansvarsområder... . Befolkningen forventer at vi sikrer dem ren luft, rent vann, sunn mat, at vi beskytter dyreliv og natur og sikrer disse verdiene for fremtiden: dette er en bredere, integrert visjon... . Fram til i dag har vi gjort lite for å innarbeide denne bredere, integrerte visjonen i vår politikk og våre beslutninger.»

Denne rapporten har hittil konsentrert seg om forurensningsbelastningene på miljøet og følgene for den menneskelige helse og økosystemene. Drivkreftene (menneskelige aktiviteter) bak hvert problem er identifisert, og enkelte steder i rapporten er utviklingstrendene for disse behandlet. Imidlertid ligger ofte de samme drivkreftene bak en rekke forskjellige miljøproblemer. Å forstå disse aktivitetens generelle konsekvenser for miljøet og behandle dem på en integrert måte er avgjørende for en vellykket utvikling og gjennomføring av politikken.

Dette kapittelet trekker på informasjon som allerede er lagt fram andre steder i rapporten for å gi et integrert sammendrag av de samfunnsøkonomiske nøkkelsektorenes viktigste miljøkonsekvenser og deretter evaluere framdriften på den enkelte sektor når det gjelder å integrere miljøhensyn i politikk og handling.

Tabell 14.1 gir en oversikt over de viktigste miljøkonsekvensene av de samfunnsøkonomiske nøkkelsektorene. Tabellen gir et generelt inntrykk av hvor de ulike sektorene skaper de tyngste miljøbelastningene og er utgangspunkt for en analyse av miljøproblemene etter sektor.

Historisk sett har lovgivning og forskning konsentrert seg om de ulike miljøproblem-«boksene» øverst i tabell 14.1. Imidlertid ligger årsakene til mange av problemene i aktivitetene i den enkelte samfunnsøkonomiske sektor (venstre kolonne) – et skifte i fokus som vi f.eks. ser igjen i det alleuropeiske Miljøprogrammet for Europa fra 1995, EUs femte handlingsprogram for miljø fra 1992 og EUs Amsterdamtraktat fra 1997 (se boks 14.1).

Ettersom hver økonomisk sektor bidrar til flere miljøproblemer, vanligvis bare med noen få stoffer, kan miljøtiltak innenfor en enkelt sektor ha gunstige virkninger på flere områder. For eksempel bidrar nitrogenoksidutslipp fra transportsektoren til dannelsen av bakkenært ozon, forsuring og luftforurensning i byene, mens svoveldioksidutslipp fra energisektoren bidrar til forsuring og luftforurensning i byene. Dersom forurensningen fra transportsektoren i tillegg reduseres ved at trafikkveksten dempes, får vi sekundære fordeler som redusert støy, færre ulykker og mindre trafikkorker. Dersom «multieffekt-forurensning» og de sekundære fordelene tas i betraktning, vil miljøtiltakenes kostnadseffektivitet forbedres betydelig (se f.eks. punkt 4.7 om den nye protokollen om NO<sub>x</sub> og relaterte stoffer under UNECE-konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning). En mer integrert tilnærming til forurensningskontroll kan også utvide den politiske støtten til slike tiltak og gi fordeler både til Sør-Europa (mindre sommersmog) og til Nord-Europa (mindre forsuring).

### 14.2. Konsekvenser etter sektor

Den enkelte sektors viktigste miljøkonsekvenser er kort analysert nedenfor. En nærmere beskrivelse av utviklingen innenfor den enkelte sektor er gitt i kapittel 1-13, særlig kapittel 1, punkt 2.5 (energi), punkt 4.6 (transport), punkt 6.2 (kjemisk industri) og punkt 8.3 (landbruk).

#### *Transport*

Transportsektoren og økende trafikkvolumer forårsaker betydelige belastninger i form av luftforurensning, støy,



## 280 Europas miljø

trafikkorker og arealbeslag. Godstransporten på veiene i Europa har siden 1980 økt med 54 % (målt i tonn/km), passasjertransporten i bil har siden 1985 økt med 46 % (passasjer/km, kun EU) og antall passasjerer transportert med fly har i samme periode økt med 67 %. Som et resultat har transportsektoren blitt den største bidragsyteren til NO<sub>x</sub>-utslipp (60 % i 1995). Miljøtiltak har fokusert på å skjerpe standardene for utslipp fra kjøretøyer, heve kvaliteten på drivstoff og begrense miljøkonsekvensene av vei- og jernbanenett.

Dette har gitt resultater, og i den senere tid har utslippene av NO<sub>x</sub>, CO, bly og NMVOC blitt redusert. I de kommende år er det imidlertid mulig at miljøtiltakene som innføres ikke klarer å holde tritt med den økende transporten. Potensialet for vekst er størst i Øst-Europa, gitt at disse landene følger Vest-Europas forbruksmønster. Dersom trafikkvolumene fortsatt øker, forventes utslippene i Europa igjen å stige innen 15 år.

### **Energi**

Energiforbruket, som er den grunnleggende drivkraften bak klimaendringer og en rekke luftforurensningsproblemer, har vært konstant høyt i Vest-Europa siden *Dobris*-rapporten kom ut. I Europa sett under ett gikk energiforbruket ned med 11 % mellom 1990 og 1995 som følge av nedgangen på 23 % i Øst-Europa i forbindelse med den økonomiske restruktureringen.

#### **Boks 14.1: Hovedanbefalinger i Miljøprogrammet for Europa (EPE) fra 1995, Europakommisjonens femte handlingsprogram for miljø fra 1992 og EUs Amsterdamtraktat fra 1997**

##### **Miljøprogrammet for Europa**

Sikre integrasjon av miljøhensyn i all beslutningstaking ved å ta hensyn til miljøkostnader, fordeler og ulemper, anvende «føre-  
var»-prinsippet og prinsippet om at forurenseren skal betale, fremme partnerskap mellom styresmakter, nasjonalforsamlinger, næringsliv og ikke-statlige organisasjoner.

Sikre at alle landene i Europa oppnår et høyt enøk-nivå innen år 2010.

Forpliktelsene om å redusere klimagassene i henhold til rammekonvensjonen om klimaendringer gjennomføres ved hjelp av en lang rekke virkemidler, herunder økonomiske, enøk, fremme bruken av fornybare energikilder og styrke karbonopptaket i landbruk og skogbruk.

Industrien bør ta initiativ til å fremme livsløpsvurderinger, miljøvennlige anskaffelser og bedre markedstilgang for miljøvennlige varer og tjenester.

Det bør oppmuntres til en «krybbe-til-grav»-produktforvaltning, produsentansvar og internalisering av eksterne kostnader.

I transportsektoren bør reduksjoner i transportvolumet vurderes. Blant andre tiltak som må gjennomføres er en styrking av offentlig transport, forbedret arealplanlegging, økt bruk av miljøkonsekvensvurderinger og økonomiske virkemidler og skjerpning av tekniske standarder.

I landbruket bør kodekser for god landbrukspraksis utarbeides, gjennomføres og utbres.

Bevaring av arts- og landskapsmangfold bør integreres i alle økonomiske sektorer.

##### **Europakommisjonens femte handlingsprogram for miljø**

«For å oppnå ønsket balanse mellom menneskelig aktivitet og miljøvern ... må miljøhensyn integreres i utformingen og gjennomføringen av den økonomiske politikk og politikken innenfor den enkelte sektor...»

«snarere fokusere på stoffer og aktiviteter som tapper naturressursene og på annen måte skader miljøet enn å vente på at problemene skal oppstå»

fokusere på «reelle problemer som forårsaker tap og skade på miljøet, dagens forbruks- og atferdsmønstre...»

«delt ansvar» mellom alle aktører, også allmennheten, både som borgere og forbrukere...

«utvide spekteret av politiske virkemidler...»

«markedspriser» som «reflekterer samfunnets totale kostnader for produksjon og forbruk, herunder miljøkostnader...»

suksessen ved den nye tilnæringsmåten vil være «svært avhengig av flyten og kvaliteten på informasjonen både i forhold til miljøet og mellom de ulike aktørene, herunder allmennheten».

##### **EUs Amsterdamtraktat**

«Miljøvernkrav må integreres i definisjonen og gjennomføringen av Fellesskapets politikk og aktiviteter... Særlig med sikte på

å fremme en bærekraftig utvikling».

Tabell 14.1 Den enkelte sektors viktigste bidrag til miljøproblemene

| Miljø-problem        | Klima-<br>endr-<br>inger | Ozonlag | Forsuring | Bakkenært<br>ozon | Kjemikalier | Avfall | Biologisk<br>mangfold | Vann og<br>vassdrag | Hav- og<br>kystsoner | Jord | Bymiljø | Tekn. og<br>nat.<br>miljøtrusler |
|----------------------|--------------------------|---------|-----------|-------------------|-------------|--------|-----------------------|---------------------|----------------------|------|---------|----------------------------------|
| <b>Sektor</b>        |                          |         |           |                   |             |        |                       |                     |                      |      |         |                                  |
| Industri             | √                        | √       | √         | √                 | √           | √      |                       | √                   | √                    | √    | √       | √                                |
| Energi               | √                        |         | √         | √                 |             | √      |                       |                     | √                    | √    |         | √                                |
| Landbruk/skogbruk    | √                        |         | √         |                   | √           | √      | √                     | √                   | √                    | √    |         |                                  |
| Fiske                |                          |         |           |                   |             |        | √                     |                     | √                    |      |         |                                  |
| Transport            | √                        |         | √         | √                 |             |        | √                     |                     |                      |      | √       | √                                |
| Husholdn./forbrukere | √                        | √       | √         | √                 |             | √      |                       | √                   |                      |      | √       |                                  |
| Turisme              |                          |         |           |                   |             | √      | √                     | √                   | √                    |      |         |                                  |
| Militære aktiviteter |                          |         |           |                   | √           |        | √                     |                     |                      | √    |         | √                                |

**Merknad:** Denne tabellen er bare ment å gi en indikasjon på de ulike sektorenes vesentligste direkte miljøkonsekvenser.

**Kilde:** EEA

Også utslippene av klimagasser og annen luftforurensning i forbindelse med energiforsyning er redusert siden 1990, noe som hovedsakelig skyldes overgangen fra olje og kull til andre energivarer i Vest-Europa og den økonomiske nedgangen i Øst-Europa. Tiltak er truffet for å øke energiøkonomisering (innføring av kombinerte varme- og kraftanlegg, merking av husholdningsapparater) og oppmuntre til økt bruk av fornybar energi.

Allikevel går energiintensiteten sakte ned med rundt 1 % i året. Det er fortsatt et betydelig potensial for økt energiøkonomisering i Vest-Europa, særlig innenfor transport og husholdninger, men erfaringen viser at så lenge prisene på fossilt brensel er lave, trengs kraftigere politiske virkemidler for å oppnå dette. I Øst-Europa kan økonomisk tilnærming til Vest-Europa snu dagens tendens til lavere energiforbruk og føre til ny vekst i utslippene av klimagasser og annen luftforurensning, særlig i industri-, transport- og husholdningssektoren.

### Industri

De viktigste miljøkonsekvensene av europeisk industri – utslipp av klimagasser og forurensning som bidrar til forsuring, bakkenært ozon og vannforurensning – er gått ned siden 1990, takket være miljøtiltak i Vest-Europa og økonomisk nedgang i Øst-Europa. Situasjonen er imidlertid fortsatt urovekkende på enkelte områder. F.eks. produseres det stadig større mengder industriavfall – fra 1990 til 1995 var gjennomsnittsokningen 2,5 % per år. Det er innført integrert forebygging og begrensning av forurensning (IPPC) for å begrense industriens innvirkning på miljøet i Europa. Det er imidlertid fremdeles behov og mulighet for en betydelig «miljøeffektivitetsgevinst», særlig når det gjelder energi, vann og råvarer og i små og mellomstore bedrifter, som står for en stor del av byrden med industriforurensning i EU, og som ikke omfattes av direktivet for integrert forebygging og begrensning av forurensning.

### Landbruk

Generelt har bruken av kunstgjødsel og plantevernmidler i Europa gått ned siden slutten på 1980-tallet på grunn av forbedrede påføringsmetoder i Vest-Europa og redusert landbruksproduksjon og -inntekter i Øst-Europa. Antallet storfe og svin er gått ned i Europa sett under ett, selv om husdyrgjødselen fortsatt er et forurensningsproblem i Nordvest-Europa og skaper økende problemer i Sør-Europa. Bruken av vann til irrigasjon er gått opp og har medført tap av våtmark og vannmangel i enkelte områder. Jordpakking og andre former for jordforringelse som skyldes landbrukspraksis (f.eks. forørkning og forsøtning) er fremdeles utbredt, særlig i Sør-Europa og i Europas nye, uavhengige stater.

Intensivt jordbruk utgjør en konstant trussel mot habitater og arter i hele Europa, men særlig i EU på grunn av dagens prioriteringer i EUs felles landbrukspolitikk, som fremdeles vektlegger økte avlinger. I deler av landene i Sentral- og Øst-Europa har det av økonomiske grunner vært en økning i kjemikaliefri matproduksjon. I EU er organisk jordbruk av ideologiske grunner gått opp fra 1,5 % til 6 % av totalt jordbruksareal fra 1990 til 1995.

### ***Husholdninger***

Husholdningene har diffuse men betydelige og økende konsekvenser på miljøet, både direkte og indirekte, gjennom forbruk av varer og tjenester. I henhold til undersøkelser utført i ulike land i EU står husholdningssektoren f.eks. for 10-40 % av klimagassene, 15-60 % av VOC, 5-50 % av eutrofierende nitrogen og fosfor og 40-60 % av vannforbruket.

Økningen i antallet husstander i Europa styres mindre av befolkningsveksten enn av befolkningens økende alder, høyere skilsmissetall og et økende antall mennesker som ønsker å bo alene.

Disse trendene bidrar til økte miljøbelastninger etter hvert som etterspørselen etter tomter, boligoppvarming og husholdningsapparater øker. Lys og elektriske apparater står for omtrent 20 % av husholdningenes energiforbruk i Nord-Europa og boligoppvarming for rundt 50 %.

Betydelige miljøforbedringer er mulig forutsatt at politikken rettes mot husholdningene og forbrukernes atferd og vedtas på nasjonalt og europeisk plan. Bare for lys og elektriske apparater i Storbritannia er det f.eks. identifisert et økonomiseringspotensial i husholdningene på 2,7 megatonn karbon fra nå av og fram til 2010, med positiv økonomisk gevinst, forutsatt at det innføres europeiske retningslinjer for energiøkonomiseringsstandarder, miljømerking og andre tiltak til støtte for denne utviklingen. (Boardman B. 1997). Det trengs en betydelig innsats for å øke energiøkonomiseringen i boligene i de delene av Europa hvor temperaturene kan bli lave og boligene er dårlig isolert, slik tilfellet er i deler av Sentral- og Øst-Europa.

Å trekke inn allmennheten, både som forbrukere og borgere, er avgjørende for å redusere husholdningenes innvirkning på miljøet, for politiske virkemidler som «styring av etterspørselssiden» når det gjelder vann, energi og transport, miljømerking og miljøavgifter krever aktivt samarbeid fra forbrukernes side.

### ***Turisme***

Økt turisme i Europa, som er reisemålet for 60 % av alle internasjonale turister i verden, medfører økte belastninger på habitatene på kysten og i fjellet, forurensning av havet, kloakksystemer og vannforsyning. Økt bevissthet omkring konsekvensene har ført til enkelte hovedsakelig frivillige miljøtiltak.

Turistnæringen har selv trukket opp frivillige retningslinjer og prioriteringsområder for styresmaktene og reiselivs-/turistsektoren, blant annet for å vurdere de miljømessige implikasjoner ved turismen, utarbeide bærekraftige turist-/reiselivsprogrammer og utvikle turistprodukter tuftet på bærekraftighet. Det finnes imidlertid få tilnæringsmåter som integrerer økonomisk utvikling av turisme med miljøtiltak på de hensiktsmessige planleggingsnivåene.

### ***Militære aktiviteter***

Krig på slutten av det 20. århundre kan koste miljøet og mennesker dyrt, som vi allerede har sett i Golfkrigen og Bosnia-Hercegovina (se boks 14.2). Men militære aktiviteter i fredstid kan også ha alvorlige konsekvenser for miljøet.

Først nylig har f.eks. styresmaktene begynt å erkjenne den kalde krigens konsekvenser for miljøet. Forurensning fra gamle militære områder og forlatt utstyr, også atomdrevne ubåter, er utbredt, særlig i Øst-Europa, og utgjør en betydelig trussel mot helse og miljø. I Tysklands østlige delstater ligger mer enn 1 000 tidligere militærbaser og opp til 6 000 forurensende lokaliteter igjen etter at tidligere sovjettropper har trukket seg tilbake (se punkt 11.2). I Ukraina er det fremdeles store lagre med atomvåpen og konvensjonelle våpen som må fjernes og demonteres.

I mange europeiske land er militære installasjoner og aktiviteter i stor grad unntatt fra miljølovgivningen, og derfor vil omfanget av militær forurensning i Europa ofte være ukjent. Imidlertid kan enkelte militære aktiviteter ha gunstige følger. For eksempel kan militære øvingsområder i overbefolkede, urbaniserte land som Storbritannia og Nederland ha noen av de rikeste og mest bevarte habitatene, og det er gjort en betydelig innsats i de senere år for å forbedre disse områdene og beskytte dem fra militærmanøvre.

I 1995 kom representanter fra 29 europeiske land til enighet om en UNEP/UNECE-deklarasjon om militære aktiviteter og miljø, som la særlig vekt på at militære anlegg skulle overholde nasjonale miljøstandarder, særlig når det gjelder behandling og disponering av farlig avfall. NATO har tatt initiativer til en serie pilotstudier om forsvarsrelaterte miljøproblemer i 23 land i Øst-Europa.

### **Finanser**

Finanssektoren er sentral i forhold til bærekraftig utvikling. På den ene siden kan den virke negativt og fremme dårlig miljøforvaltning ved å forsøke å begrense miljøforpliktelsene, og på den annen side kan den ha en positiv innflytelse på bærekraftig utvikling ved å lede kapitalen bort fra ikke-bærekraftige økonomiske aktiviteter, f.eks. bruken av fossilt brensel, mot mer «miljøeffektive» aktiviteter. Pensjons- og forsikringsfond brukes imidlertid bare i begrenset omfang til å fremme bærekraftighet, delvis på grunn av «mangelen på hensiktsmessig informasjon for å evaluere bedrifter og investeringer» (Schmidheiny 1992, Schmidheiny og Zorraquin 1996). Denne konklusjonen ble nylig bekreftet av en rapport for Europakommisjonen (CEC 1997).

Den direkte innvirkning på miljøet som skyldes banker, forsikringsselskaper og pensjonsfond er liten, men den indirekte innvirkningen gjennom finansiering av økonomiske aktiviteter i alle sektorer er stor. Støtte til offentlige investeringer som f.eks. strukturfondet, utjevningfondet og PHARE-fondet, Den europeiske investeringsbank og Den europeiske bank for gjenoppbygging og utvikling har indirekte stor innvirkning på miljøet gjennom støtten til infrastrukturer for transport, vann og energi. Strukturfondets miljøtiltak i 1993 og lignende «miljøprofilering» av annen offentlig finansiering har ført til bedret integrasjon gjennom vurderinger av miljøkonsekvenser og politikk. Innføringen av miljøtiltak har gått tregt innenfor den private finanssektoren, med unntak av enkelte deler av bank og forsikring, som er blitt oppmuntret av UNEP. Gjensikring har vært aktiv innenfor global oppvarming.

De «grønne» investeringsfondene er fremdeles svært små, men de vokser og har stor suksess når de stimuleres av skatteincentiver, som i Nederland. For å integrere miljøpolitikken i finanssektoren kreves nok nye måter å måle selskapers og offentlige institusjoners miljøprestasjoner, måter som vektlegger ressurseffektivitet, forebygging av forurensning og produktforvaltning (WRS 1997).

### **14.3. Framdrift innenfor integrasjon**

Nødvendigheten av å integrere miljøhensyn i beslutninger som er bestemmende for økonomisk aktivitet i de viktigste samfunnsøkonomiske sektorene betyr at innsatsfokuset innenfor miljøforbedring nå skifter fra miljøproblemer som sådan til miljøproblemenes årsaker, hvor mer kostnadseffektive miljøtiltak kan treffes. Akkurat som tidligere «end-of-pipe»-miljøtiltak erstattes av tiltak som går på renere produksjon og mer miljøvennlig utforming, skifter nå fokus i utarbeidelsen av politikken fra «end-of-pipe»-miljøministeriene til «drivkraft»-ministeriene ansvarlig for den enkelte sektor.

#### **Boks 14.2: Miljøkonsekvenser av krigen i Bosnia-Hercegovina**

Bosnia-Hercegovina er et av de minste landene i Europa, med et areal på 51 000 km<sup>2</sup> og en befolkning på 4,4 millioner. Dayton-avtalen, som ble undertegnet i desember 1995, satte en stopper for den tre år lange krigen i Bosnia-Hercegovina, en menneskelig tragedie - 250 000 menneskeliv gikk tapt og tre millioner mennesker ble drevet på flukt. De materielle skadene var enorme – 80 % av kraftproduksjonen var ødelagt eller ute av drift, industriproduksjonen var bare 13 % av opprinnelig kapasitet og 60 % av boligene var ødelagt. Landbruksproduksjonen, som er sentral for befolkningen i Bosnia-Hercegovina, var totalt brutt sammen, og i tillegg fantes det 5-6 millioner miner rundt om i landet.

Krigens direkte og indirekte konsekvenser på miljøet er av forskjellig art. Alle forsyningstjenester (vann, avfallsbehandling) er alvorlig svekket og vanntapet i ledningsnettet er mer enn fordoblet. Erosjonen har økt som følge av avskogingen rundt byene – i Sarajevo har 40 000 trær blitt hogget ned til oppvarmingsved.

På grunn av manglende målinger er det ikke mulig å anslå den reelle betydningen av det store antallet nye avfallsdeponier og ødeleggelsen eller nedstengningen av avløpsrenseanlegg, men konsekvensene på jord og vann er sannsynligvis betydelige.

Den store nedgangen i (for ikke å si mangelen på) energi og nærings- og transportvirksomhet i de store byene som Sarajevo, Senica og Tuzla har naturligvis forbedret luftkvaliteten. I Sarajevo, hvor en overvåkningsstasjon var i drift under hele konflikten, gikk årlig gjennomsnittlig middelkonsentrasjon SO<sub>2</sub> ned til 12 µg/m<sup>3</sup> sammenlignet med 81 µg/m<sup>3</sup> før konflikten.

**Kilde:** CEDRE 1998.

Det er vanskeligere å måle framdriften innenfor integrasjon av miljøpolitikk enn å overvåke selve forringelsen eller forbedringen av miljøet. Den lange tiden fra politikken innføres – f.eks. i forbindelse med ozonlaget – til vi ser resultatet noen tiår senere betyr imidlertid at det kan være for sent om vi skal vente på beviset for at politikken er effektiv. Vi må derfor evaluere politikken framdrift i forhold til målsetningen om «integrasjon», og for å kunne vurdere effektiviteten ved «integrasjon» er det nødvendig med felles kriterier.. Tabell 14.2 inneholder en oversikt over relevante kriterier i henhold til EUs femte handlingsplan for miljø, Miljøprogrammet for Europa og Agenda 21.

Den informasjons- og forskningsaktivitet som er nødvendig for å anvende disse kriteriene på nøkkelsektorene er ennå ikke tilgjengelig, særlig for landene i Sentral- og Øst-Europa og Europas nye, uavhengige stater. Ytterligere data om landene i Sentral- og Øst-Europa kan bli tilgjengelig gjennom UNECEs såkalte miljøeksaminasjoner, og for noen land, gjennom Europakommisjonens overvåking av framdriften i Sentral- og Øst-Europa når det gjelder tilpasningen til EU-standarder i forbindelse med tiltredelsesprosessen. Imidlertid er det – selv når vi har slik informasjon - svært vanskelig å evaluere samlet framdrift mot en slik generell målsetning som integrasjon. Denne typen evaluering forutsetter en analyse av anvendelsen av kriteriene, som i tabell 14.2, i alle deler av den aktuelle sektor. Deretter må resultatene summeres for å gi en oversikt som tar i betraktning framskrittene innenfor enkelte områder av en sektor (f.eks. bedriftens størrelse, del av Europa) uten at den samlede oversikten ødelegges.

Tabell 14.3 er et innledende forsøk på å summere de framskrittene som er gjort i retning av integrasjon i Europa, og tar i betraktning generelle og spesifikke variasjoner som er relevante for hvert av de tre stadiene i integrasjonsprosessen i tabell 14.3, som kan beskrives som følger:

- 1) *Integrasjon/Kvantifisering av miljøkonsekvenser* – I hvilken grad er de to første «integrasjonskriteriene» i tabell 14.2 blitt anvendt på sektoren, og er resultatene allment akseptert innenfor sektoren?
- 2) *Politiske tiltak* – I hvilken grad er gjennomføringen frivillig og i hvilken grad er den pålagt? Er tiltakene *hensiktsmessige* i forhold til miljøproblemets størrelse og omfang? Blir sektoren *tilstrekkelig* dekket? Er tiltakene *tilstrekkelige* til å løse miljøproblemet og andre problemer i denne forbindelse?
- 3) *Gjennomføring av politikk* – Er gjennomføringen delvis eller total på de aktuelle politiske og geografiske nivåer?

Informasjon til sammenstilling av tabellen er hentet fra rapportens foregående kapitler pluss en rekke andre dokumenter.

Neste stadium i integrasjonsprosessen ville være å evaluere effektiviteten ved de politiske tiltakene. Imidlertid er det særlig mangel på informasjon om dette avgjørende stadiet, og det blir ikke tatt inn i tabell 14.3. OECD har drevet noe forskning og utgitt rapporter om effektiviteten ved politiske tiltak, særlig økonomiske virkemidler (OECD 1997), men ytterligere evaluering av effektiviteten ved de politiske tiltakene er nødvendig dersom vellykket integrasjon skal kunne overvåkes.

### **Konklusjon**

Forsøket på evaluering i tabell 14.3 er nødvendigvis bare en foreløpig vurdering, og det er behov for ytterligere informasjon/forskning.

| <b>Tabell 14.2 Enkelte kriterier for å evaluere integreringen av miljøtiltak i politikken på de ulike sektorene</b> |  |
|---|--|
| 1.  | Er alle miljøkostnader/-fordeler identifisert kvalitativt?   |
| 2.  | Er miljøkostnadene/-fordelene kvantifisert?  |
| 3.  | Er alle eksterne kostnader internalisert i markedsprisen (del av prinsippet om at forurenseren skal betale)? |
| 4.  | Er økonomiske virkemidler utformet med sikte på å oppnå atferdsendring snarere enn kun økt inntjening?       |
| 5.  | Er miljøskadelige subsidier trukket tilbake?   |
| 6.  | Kreves det miljøkonsekvensvurderinger av prosjektet før gjennomføring?                                       |
| 7.  | Foreligger strategiske miljøvurderinger av politiske tiltak, planer og programmer på ulike geografiske plan? |
| 8.  | Er miljøvennlig anskaffelse en hjørnestein i innkjøpsstrategien?   |
| 9.  | Finnes miljøforvaltningstiltak innenfor sektoren og overvåkes gjennomføringen av dem?                        |
| 10.   | Er miljøeffektivitetsmål og -indikatorer utarbeidet og brukt til å overvåke utviklingen?                     |

**Kilde:** EEA

Evalueringen gir i hvert fall tilstrekkelig grunnlag for å konkludere generelt med at mye mer må gjøres for å integrere miljøtiltakene i «drivkreftene» på en effektiv måte på de enkelte økonomiske sektorer.

**Tabell 14.3 Utvikling med hensyn til miljøtiltak i Europas økonomiske nøkkelsektorer**

**Forklaring:** • liten framgang, + noe framgang, ++ god framgang

Regional inndeling er brukt der det er mulig: Vest-Europa/Sentral- og Øst-Europa/Europas nye, uavhengige stater

|                      | Identifikasjon/Kvantifisering av konsekvenser | Politiske tiltak | Gjennomføring av politikk |
|----------------------|---|------------------|---------------------------|
| Energi               | ++/++/•                                       | +/+•             | +/+•                      |
| Industri             | ++/++/++                                      | ++/++/++         | +/+/++                    |
| Transport            | +/•/•   | +/•/•            | +/•/•                     |
| Husholdninger        | •   | •                | •                         |
| Turisme              | •   | •                | •                         |
| Landbruk             | +/+•  | +/•/•            | +/•/•                     |
| Fiske                | ++/+/•  | +/+•             | +/+•                      |
| Militære aktiviteter | •/+•  | •                | •                         |
| Finanser             | •   | •                | •                         |

Kilde: EEA

### Referanser

CEC (1997). *The Role of the Financial Institutions in Achieving Sustainable Development*. Kommisjonen for De europeiske fellesskap, Brussel.

CEDRE (1998). *Assessment report on war impacts on Bosnia Herzegovina*. Rapport bestilt av EEA. Centre de Documentation de Recherche et d'Experimentations sur les Pollutions Accidentales des Eaux, Brest, Frankrike.

Boardman, B. (1997). *Decades: 2 Million Tons of Carbon*. Energy and Environment Programme, Environmental Change Unit, Oxford University.

OECD (1997). *Evaluating Economic Instruments for Environmental Policy*. Paris, Frankrike.

Schmidheiny, S. (1992). *Changing Course: A Global Business Perspective on Development and the Environment*. Business Council on Sustainable Development, Genève.

Schmidheiny, S. og F. Zorraquin F. (1996). *Financing Change*. MIT press.

WRI (1997). *Measuring Up*. World Resources Institute, Washington DC.

**Akronymer og forkortelser**

|                 |  |
|-----------------|--|
| AOT             | Akkumulert eksponeringsdose for ozon over en viss terskelverdi – (parameter brukt som et mål på virkningene av ozon)                         |
| AQG             | Luftkvalitetskriterier   |
| BAT             | Beste tilgjengelige teknologi  |
| BOD             | Biokjemisk oksygenforbruk  |
| CAP             | Det felles landbrukspolitikk (EU)  |
| CEC             | Kommisjonen for Det europeiske fellesskap (eller Europakommisjonen)  |
| CEE             | Sentral- og Øst-Europa (se Innledning, boks I.2)   |
| CEFIC           | European chemical industry confederation   |
| CFC             | Klorfluorkarbon  |
| CFP             | Det felles fiskeripolitikk (EU)  |
| CH <sub>4</sub> | Metan  |
| CLRTAP          | Konvensjon om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning (UNECE)  |
| CO              | Karbonmonoksid   |
| CO <sub>2</sub> | Karbondioksid  |
| COD             | Kjemisk oksygenforbruk   |
| Corinair        | Co-ordination of Information on the Environment AIR emissions (tidligere EF-program), etter 1995a et EEA/ETC-AE-program (CORE Inventory AIR) |
| DGXI            | Kommisjonens Generaldirektorat XI (Miljø, kjernefysisk og sivil sikkerhet)   |
| DPSIR           | Drivkrefter, belastninger, tilstand, konsekvenser, tiltak  |
| dw              | Tørrvekt   |
| EAP             | Handlingsprogram for miljø (5EAP er Den europeiske unions femte handlingsprogram)  |
| EC              | Det europeiske fellesskap  |
| ECU             | Myntenheten ECU  |
| EEA             | Det europeiske miljøbyrået   |
| EFTA            | Det europeiske frihandelsforbundet   |
| EIA             | Miljøkonsekvensvurdering   |
| EINECS          | Europeisk register over eksisterende markedsførte kjemikalier  |
| EMEP            | Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long Range Transmission of Air Pollution in Europe                               |
| EPE             | Miljøprogram for Europa  |
| ETC/AE          | Europeisk emnesenter for utslipp til luft (EEA)  |
| ETC/AQ          | Europeisk emnesenter for luftkvalitet (EEA)  |
| ETC/IW          | Europeisk emnesenter for vann og vassdrag  |
| ETC/LC          | Europeisk emnesenter for arealdekke  |
| ETC/MC          | Europeisk emnesenter for miljøet i hav- og kystområder   |
| ETC/NC          | Europeisk emnesenter for naturvern   |
| ETC/S           | Europeisk emnesenter for jordbunn  |
| ETC/W           | Europeisk emnesenter for avfall  |
| EU              | Den europeiske union   |
| Eurostat        | Den europeiske unions statistiske kontor (Luxembourg)  |
| FCCC            | Rammekonvensjon om klimaendringer (FN)   |
| FYROM           | Den tidligere jugoslaviske republikken Makedonia   |
| GDP             | Bruttonasjonalprodukt  |
| HCFC            | Hydroklorfluorkarbon   |
| IAEA            | Det internasjonale atomenergibyrået  |
| ICES            | Det internasjonale havforskningsrådet  |
| ICZM            | Integrert kystsoneforvaltning  |
| IIASA           | International Institute for Applied Systems Analysis   |
| IPCC            | FNs klimapanel   |
| IPPC            | Integrert forebygging og begrensning av forurensning (EU-direktiv)   |
| INES            | Internasjonal skala for kjernefysiske uhell  |
| ktonnes         | 1000 tonn  |



|                  |  |
|------------------|--|
| Leq              | Døgnkvivalent støynivå   |
| LRTAP            | Konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning (UNECE)  |
| MAC              | Tillatt maksimumkonsentrasjon  |
| MARS             | Rapporteringssystem for store ulykker  |
| MEDPOL           | Forskningsprogram for kontroll av forurensning av Middelhavet  |
| N <sub>2</sub> O | Dinitrogenoksid (lystgass)   |
| NH <sub>3</sub>  | Ammoniakk  |
| NIS              | Europas nye, uavhengige stater (se Innledning, boks I.2)   |
| NMVOG            | Flyktige organiske forbindelser unntatt metan  |
| NO               | Nitrogenoksid  |
| NO <sub>2</sub>  | Nitrogenendioksid  |
| NO <sub>x</sub>  | Nitrogenoksider  |
| NO <sub>3</sub>  | Nitrat   |
| O <sub>3</sub>   | Ozon   |
| OECD             | Organisasjonen for økonomisk samarbeid og utvikling  |
| PAH              | Polysykliske aromatiske hydrokarboner  |
| Pb               | Bly  |
| PCB              | Polyklorete bifenyler  |
| PFCs             | Perfluorkarboner   |
| PHARE            | EU-bistand til økonomiske reformer i Polen og Ungarn (nå utvidet til å gjelde 13 land i Sentral- og Øst-Europa)                    |
|                  | EU-initiativ med økonomisk tilskudd til søkerlandene inntil de er klare til å påta seg de forpliktelser et EU-medlemskap medfører. |
| PM               | Svevestøv  |
| POPer            | Persistente organiske forbindelser   |
| ppb              | Deler per milliard   |
| ppm              | Deler per million  |
| PPP              | Prinsippet om at forurenseren skal betale  |
| RIVM             | Nederlands helse- og miljøvernorgan  |
| SO <sub>2</sub>  | Svoveldioksid  |
| TACIS            | EUs fond for teknisk assistanse til SUS  |
| toe              | Tonn oljeekvivalenter  |
| UN               | De forente nasjoner  |
| UNECE            | FNs økonomiske kommisjon for Europa  |
| UNEP             | FNs miljøprogram   |
| VOC              | Flyktige organiske forbindelser  |
| WHO              | Verdens helseorganisasjon  |
| WTO              | Verdens reiselivsorganisasjon  |
| ww               | Våtvekt  |

## **Statistikk-kompendium til Europas miljø: Rapport nr. 2**

Dette *statistikk-kompendiet*, produsert av Eurostat, De europeiske fellesskaps statistiske kontor, er en integrerende del av *Europas miljø: Rapport nr. 2*. Hensikten er å bidra med tilleggsinformasjon til mange av de kortfattede tabellene, diagrammene and kartene i hovedrapporten.

Ved hjelp av mer enn 60 tabeller presenteres utviklingen av de viktigste drivkreftene bak miljøproblemene og de miljøbelastninger dette medfører.

Tabellene inneholder nasjonale tidsserier for 44 land i Europa hvor data var tilgjengelig.

*Statistikk-kompendiet* gir også forklaringer som beskriver metoder, definisjoner og kilder som er brukt for de enkelte datasettene, slik at leseren skal forstå dataene og samtidig være klar over at dataene på det enkelte område kan ha sin begrensning med hensyn til pålitelighet og sammenlignbarhet.

Dette gjør *statistikk-kompendiet* til en unik kilde for miljøstatistikk for hele Europa.

*Statistikk-kompendiet* kan bestilles fra Kontoret for De europeiske fellesskaps offisielle publikasjoners forhandlere eller gjennom Eurostat Data Shops i Luxembourg og Brussel.

Ytterligere opplysninger om Eurostat finnes på Internettserveren Europa (<http://europa.eu.int>).

## Stikkord

Stikkordene til kapittel 1 - 14 har sidenummer som henvisninger.

Sidenummer i kursiv viser til illustrasjoner (tabeller, figurer, kart) når disse er å finne på andre sider enn selve tekstsiden.

Sidenummer som er etterfulgt av en 'b' viser til informasjon i bokser.

Stikkordene er ordnet i alfabetisk rekkefølge, og mellomrom mellom ord er tatt i betraktning. Av denne grunn står 'NATURA-nett' foran 'naturlige områder'.

ulykker 268-273

*definisjon 269b*

forebygging 274-277

forsuring 72-93

Handlingsprogram for integrert vern og forvaltning av grunnvannet 203-204

aerosoler 43, 64b

landbruk 27

virkning for det biologiske mangfold 146, 148, 164-167

virkning for klimaendringer 42

utslipp 47, 48, 67, 68, 198-200

miljøkonsekvenser 281-282

jorderosjon 241b

vannforbruk 184

luftkvalitet

mål og terskelverdier 97-103

bymiljø 249-255

lufttemperaturer, økning 39, 40

lufttransport, virkning på ozonlaget 68

algeoppblomstring, *se* eutrofiering

ammoniakk

utslipp 73-74, 84, 85

reduksjonsstrategier 90, 92

ammonium, i elver 193, 194

dyr

virkninger av POP 117, 118

bestander og mangfold 151b, 152, 153-156, 158

*se også* habitater

Programmet for arktisk overvåking og vurdering 207

benzen, luftforurensning i byene 254

sykkeltransport, by 262

biokjemisk oksygenforbruk (BOD) 192-193

biologisk mangfold 144-178

*definisjon 145b*

Konvensjonen om biologisk mangfold 145, 169

biogeografiske regioner 148, 150, 150b

biologisk akkumulasjon 117-118

fugler, befolkning og artsrikdom 151b, 152, 153, 154, 157

Fugledirektivet 172

Det svarte triangel 77

bromfluorkarboner (haloner), virkning på ozon 65-66, 69

kadmiumutslipp 111-113, 114, 216

*se også* tungmetaller

- kreft
  - virksomheter av kjemikalier, 122*b*, 123
  - virksomheter av atomulykker 272
  - virksomheter av UV-B-stråling 60-61, 68, 69
- karbondioksid
  - bidrag til global oppvarming 42, 43, 45
  - politikk og tiltak 55*b*
  - utslippsskilder 46-47, 86
- karbonmonoksid, luftforurensning i byene 254
- biler
  - utslippstak 105
  - energieffektivitet 51
  - antall og bruk 85, 86, 262-263
- Charter for utvikling av bærekraftige europeiske byer og tettsteder 264*b*
- kjemisk oksygenforbruk (COD) 192-193
- kjemikalier 109-129
- Tsjernobyl-ulykken 272
- klorerte hydrokarboner, forurensning av grunnvannet 191
- klorfluorkarboner (KFK) 65-67
  - Montreal-protokollen 69
- krom, *se* tungmetaller
- Direktivet om klassifisering og merking 127
- oppryddingskostnader, forurensede lokaliteter 236, 237
- renere teknologier 136
- klimaendringer 37-59
- kystmiljø 209-230
  - virksomheter av klimaendringer 41
  - våtmarker, biologisk mangfold 160
- EUs felles fiskeripolitikk (CFP) 224
- pendling, mobilitet i byer 262-263
- kompostering, kommunalt avfall 138-139
- forbruk 31-34
- forurensede lokaliteter 232-238
- Konvensjon om kontroll med transport av avfall over grensene 140

## 290 Europas miljø

- Konvensjon om beskyttelse av ozonlaget 69
- Konvensjon om vern og utnyttelse av grenseoverskridende vassdrag og internasjonale sjøer 206
- kopper *se* tungmetaller
- CORINE Biotop-prosjekt 173
- tålegrenser, *definisjon* 74*b*
- avlinger, *se* vegetasjon
- sykling, transport i byene 262
- Handlingsplan for Donau 205
- avskoging, jorderosjon 241*b*
- demografisk struktur 32-34, 260-261
- forørkning 239-241
  - definisjon* 239
  - politikk 243-244
- utpekte områder, naturvern 172-174
- vaskemidler, fosforutslipp 198
- dioksiner, *se* persistente organiske forbindelser
- Direktivet om ozonforurensning av luften 98
- Direktiv om vurdering og forvaltning av den omgivende luftens kvalitet 98
- Direktiv om integrert forebygging og begrensning av forurensning (IPPC) 105, 125
- Direktiv om begrensning av utslipp relatert til lagring og distribusjon av bensin 105
- naturkatastrofer 273-274
  - avdemping 277
- sykdommer, *se* helse
- Drikkevannsdirektivet 188, 203
- sanddyner, biologisk mangfold 160-161
- miljøindustri 29-30
- miljømerking 32, 203
- økologisk konsekvensområde, byer 249*b*
- økonomisk utvikling 24-36
- miljøavgifter 54, 127
- Handlingsprogram for Elben 206
- elektrisitetsproduksjon, *se* energi, produksjon
- EMERALD-nett 172-173
- utslippskorridorer 56-57
- skrapbiler, avfallsforvaltning 135
- hormonhermere 123
- energi
  - miljøkonsekvenser 280-281
  - priser 50, 52, 266
  - produksjon
    - utslipp 47, 48, 81
    - brenseltypenes prosentvise bidrag 50, 52
  - bruk
    - effekt i forhold til klimaendringer 49-50, 54-55
    - bymiljø 256
- energieffektivitet og -intensitet 50-52, 53, 54-55, 86, 281
- Handlingsprogram for miljø i Sentral- og Øst-Europa 25*b*, 204
- Handlingsprogram for miljø (Femte)
  - mål for utslippsreduksjoner 90-92, 105
  - hovedanbefalinger 280*b*
  - målsetning for kommunalt avfall 141
  - byplanlegging 265
  - vannkvantitet og -kvalitet 205
- Miljøkonsekvensvurderinger (EIA) 174
- miljøansvar 243
- miljøforvaltning, by 265-266

Miljøprogram for Europa (EPE), hovedanbefalinger 280b  
miljøavgifter 54, 127  
erosjon, jord 238-239, 240  
eutrofiering  
    vann og vassdrag 196  
    hav- og kystmiljø 210-214  
eksterne kostnader, kjemikalier 126-127  
gårdsdrift, *se* landbruk  
gjødsel, virkninger for biologisk mangfold 165-166  
finanssektoren, miljøkonsekvenser 283  
branner (skog), virkninger for biologisk mangfold 168  
fisk, kjemisk forurensning 115, 117, 118, 232b  
fiskerier og fiskeoppdrett 221-225  
flom 274, 275b  
    stigende havnivå 39, 41  
mat, akkumulering av tungmetaller 235-236  
skogbruk, innvirkning på biologisk mangfold 146, 148, 167-168  
skog  
    luftkvalitetskriterier 100, 103  
    biologisk mangfold 161-164  
    *definisjon* 161  
    virkninger av forsuring 74  
    virkninger av klimaendring 42  
utslipp av fossilt brensel 46-47  
frakt (godstransport) 85, 87, 88  
ferskvann  
    forbruk 182, 184  
    virkninger av forsuring 75  
    ressurser 180-183  
    bruk 184-186  
brensel  
    for energiproduksjon 46-47, 50, 52  
    for veitransport 86, 88-90  
bensin, blyfri 88, 89, 90  
isbreer, virkning av klimaendringer 41-42  
glass, resirkulering 137  
global oppvarming 38-46  
godstransport 85, 87, 88  
grøntområder, bymiljø 255, 256  
«grønne» investeringsfond 283  
drivhuseffekt 38-39  
klimagass 42-49, 55-57  
bruttonasjonalprodukt (BNP) 26, 27  
grunnvann  
    uttak 183  
    virkninger av jordforurensning 234-235  
    kvalitet 187-191  
habitater  
    endringer 156-164  
    fordeling 147, 148  
    virkninger av transportinfrastruktur 169

- vern og registrering 172
- artsrikdom 154
- Habitat-direktivet 172
- halogenerte gasser 48
  - se også* klorfluorkarboner (KFK)
- haloner (bromfluorkarboner) 65-66, 69
- farlig avfall
  - produksjon 134, 136
  - import og eksport 140
  - avfallshåndteringsanlegg 139
- teknologiske og naturlige miljøtrusler 268-278
- helse
  - luftkvalitetskriterier og konsekvenser 99-100, 249-250
  - virksomheter av kjemikalier 120-124
  - virksomheter av atomulykker 272
  - virksomheter av bakkenært ozon 96-97
- tungmetaller 111-115
  - i grunnvann 191
  - i marine miljø 215-216, 217, 219
  - jordforurensning 232b, 235-236
- Helsinki-konvensjonen, tiltak mht. vannmengder og vannkvalitet 206
- pesticider, *se* plantevernmidler
- husholdninger
- husstander, *se* husholdninger
  - energiøkonomisering (enøk) 52
  - miljøkonsekvenser 282
  - antall og størrelse 32-33, 260-261
  - avfall, *se* kommunalt avfall
  - vannforbruk 184
- morsmelk, persistente organiske forbindelser 119-120
- hydrokarboner
  - i grunnvann 191
  - i det marine miljø 218
- hydroklorfluorkarboner (HKFK) 66, 67
- hydrofluorkarboner (HFK) 66, 67
- hydrologi, virkning av klimaendringer 41-42
- imposex, tributyltinn-effekten 115
- avfallsforbrenning 136, 138, 139-140
- industriulykker 269-272
  - forebygging 274-276
- industri 28-30
  - virksomheter for biologisk mangfold 146
  - virksomheter for jorderosjon 241b
  - utslipp 46, 47, 48, 198
  - energibruk 49-50, 51
  - miljøkonsekvenser 281
  - vannforbruk 184, 186
- vann og vassdrag 179-208
- integrert kystsoneforvaltning (ICZM) 227-228
- integrert arealplanlegging 265
- integrert forebygging og begrensning av forurensning (IPPC) 281
- integrering av politikk og tiltak 279-285
- FNs klimapanel (IPCC) 39
- FNs skogpanel 172
- Den internasjonale konvensjon om biologisk mangfold (1992) 145, 169
- Den internasjonale konvensjon om kjernefysisk sikkerhet 276

Den internasjonale konvensjon om samarbeid vedrørende oljeforurensningsulykker (OPRC-konvensjonen) 277  
Det internasjonale tiår for reduksjon av virkningene av naturkatastrofer (IDNDR) 277  
Det internasjonale atomenergibyråets internasjonale skala for atomuhell (INES) 271  
irrigasjon 184  
LACOAST-prosjektet 228  
innsjøer, vannkvalitet 75, 196-197, 200, 201  
arealbruk og inngrep  
    årsaker til endringene i det biologiske mangfold 145-148  
    jorderosjon 241*b*  
    jordforurensning 235  
    urban 261-262, 263, 265  
fyllplassdirektivet 135, 140-141  
fyllplasser, avfallsdeponering 134, 136, 138, 139, 140-141  
blyutslipp  
    fra veitransport 88-89, 112  
    i marine miljøer 216  
    luftforurensning i byene 254, 255  
    *se også* tungmetaller  
husdyrhold, virkning på det biologiske mangfold 166-167  
Lokal Agenda 21, bærekraft 263-264  
pattedyr, *se* dyr  
fabrikkindustrien 28-29  
    energiøkonomisering 52  
    avfallsproduksjon 133-134, 135  
ulykker til havs 272-273  
    forebygging 276-277  
marine miljø 209-230  
    stigende havnivå 39, 41  
    persistente organiske forbindelser (POP) 115, 117-118  
Handlingsplan for Middelhavet 207  
kvikksølvtutslipp 112, 216, 218  
    *se også* tungmetaller  
metaller, resirkulering 136  
metanutslipp 47, 48  
    politikk og tiltak 55*b*  
metylbromidutslipp 67-68  
militær sektor, miljøkonsekvenser 232*b*, 233, 282-283, 283*b*  
mobilitet, urban 262-263  
Montreal-protokollen om ozonnedbrytende stoffer 68-69  
kommunalt avfall 133  
    *definisjon* 132  
    deponering 138-140, 259, 260  
    produksjon 132-133, 134, 259, 260  
    farlig avfall 134  
    forholdet til BNP 131  
kommunalt avløpsvann 200-201, 203, 259  
NATURA-nettet 172-173  
naturområder 148, 149



## 292 Europas miljø

naturlige miljøtrusler 268-278

Nitratdirektivet 203, 243

nitratutslipp

til grunnvann 187, 188, 189, 243

til marine miljøer 210, 211

til elver 194-196, 197, 198

nitrogen- og nitrogenoksidutslipp 44, 45, 48, 73-74, 81, 82, 84, 85

til luft 252, 253, 257, 258

fra gjødsel 165-166

til vann og vassdrag 199-200, 202, 203

til marine miljøer 213, 214, 215

reduksjonsstrategier 55b, 90, 91-92, 104-106

støy, urban 254-255

flyktige organiske forbindelser unntatt metan(NMVOC), utslipp 103-104

reduksjonsmål 104-106

atomulykker 271-272

forebygging 276

radioaktiv forurensning 232b, 282

kjernekraft 38, 50

oljeforurensning, marine miljøer 217-221, 272-273

OPRC-konvensjonen 277

Oslo og Paris-kommisjonen (OSPARCOM),

Handlingsprogram for vannkvalitet og vannkvantitet 206, 214

overfiske 221, 224

ozon

stratosfærisk 60-71

bakkenært 94-108

luftforurensning i byene 252-253

Ozondirektivet 98

ozonhull 62-63

emballasje, avfall 140-141

Emballasjedirektivet 140

felleseuropeisk strategi for arts- og landskapsmangfold 170, 172

papir, resirkulering 137

svevestøv (PM) 257

passasjertrafikk 85-86, 88

persistente organiske forbindelser (POP) 115-120, 216-217

plantevernmidler

virksomheter for det biologiske mangfold 166

i grunnvann 187-188, 190-191

i vann og vassdrag 201-202

bensin, blyfri 88, 89, 90

fosforutslipp 198-199, 201, 202

til vann og vassdrag 194, 195, 196-197, 200, 201, 202

til marine miljøer 211-214

planteplankton, virkninger av UV-B-stråling 61

planter

fordeling, virkninger av klimaendring 42

vekst, virkninger av UV-B-stråling 61

endret bestandsstatus 151b

artsmangfold og endemisme 153-156, 159, 160

*se også* vegetasjon

plast, resirkulering 137b

polarområdene, nedbryting av ozonlaget 62-65

politikk

klimaendringer 52-54, 55b

- økonomisk sektorintegrering 279-285
- beskyttelse og forvaltning av vannressurser 202-207
- jordnedbryting 243-244
- bakkenært ozon 104-106
- «forurensere skal betale», miljøansvar 243
- polyklorerte bifenyler (PCB)
  - forurensede lokaliteter 232*b*
  - i marine miljøer 217, 218, 219
- befolkning 32-34, 260-261
- nedbør, klimaendringer 41
- program for prioriterte avfallsstrømmer 135
- produktinformasjon, kjemikalier 127
- produksjon 26-30
  - kjemisk industri 111
- vernede områder 172-174
- livskvalitet, bymiljø 249
- radioaktiv forurensing
  - marinebaser 232*b*
  - marine miljøer 215
- regn (nedbør) 41
- resirkulering 136-138
- Rødlister 170-172
- reproduktive virkninger av «hormonhermere» 123
- luftveissykdommer, virkninger av kjemikalieforurensning 96-97, 122*b*, 123
- Handlingsplan for Rhinen 205
- risikovurdering, kjemikalier 124
- elvekvalitet 112, 115, 191-196
- veiprisering 266
- veitransport, utslipp 82, 85-86
  - reduksjonsstrategier 87-92, 105
- forsaltning, virkninger på jordbunnen 241-242
- sanddyner, biologisk mangfold 160-161
- skraphandlere, resirkulering 136
- hav, *se* ulykker til havs; marine miljøer
- halvnaturlige landbrukshabitater, biologisk mangfold 164
- tjenestesektoren 26, 27
- brakklegging, virkninger for biologisk mangfold 165
- Seveso-direktivene 127, 270, 274-276
- kloakkslam, deponering i vann 135
- hudkreft, virkninger av UV-B-stråling 60-61, 68, 69
- smog, fotokjemisk 94, 250-253
- jordbunn
  - foringelse 231-246
  - virkninger av forsuring 74
- Løsemiddeldirektivet 105
- arter
  - artsmangfold og artsrikdom 153-156

- bestander 148, 151b, 152-153
- vern 170-172
- stratosfærisk ozon 60-71
- svovel- og svoveldioksidutslipp 73- 74, 75-77, 78, 81, 82, 83, 85
  - reduksjonsstrategier 90, 91
  - bymiljø 250-252, 257, 258
- overflatevann
  - uttak 183
  - virksomheter av jordforurensning 234-235
  - kvalitet 191-197
- bærekraftig utvikling
  - kystsoner 228
  - bymiljø 264-265
- tankskip, sikkerhet 277
- miljøavgifter 54, 127
- teknologiske farer 268-278
- temperaturer, økning 39, 40
- turisme 30, 282
  - virksomheter for biologisk mangfold 146
  - konsekvenser for kystsonene 225, 227
- toksikologisk testing, kjemikalier 124
- liberalisering av handelen, virksomheter 28
- trafikkork, *definisjon* 249
- Transeuropeiske nett (TEN) 169
- transport
  - årsak til forurensning 82, 85-90
  - virksomheter for det biologiske mangfold 169
  - energibruk 49, 51
  - miljøkonsekvenser 279-280, 281
  - urban mobilitet 262-263
- Amsterdam-traktaten (1997), hovedanbefalinger 280b
- troposfærisk ozon 94-108
- bildekk (brukte), avfallsforvaltning 135
- ultrafiolett-B-stråling (UV-B-stråling) 60-61
- FN-konvensjonen om vandrende og langtmigrerende fiskebestander 225
- FN-konvensjonen om bekjempelse av forurensning 244
- UNECE-konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning (CLRTAP) 91, 98, 99, 104, 125
- UNECE-konvensjonen om grenseoverskridende virksomheter av industriulykker 276
- UNECEs protokoll om NO<sub>x</sub> og relaterte stoffer 90, 91-92, 104-105
- UNEP/UNECE-deklarasjonen om militære aktiviteter og miljø 282-283
- FNs rammekonvensjon om klimaendringer (UNFCCC) 38, 52-53
- blyfri bensin 88, 89, 90
- urban tetthet 261, 262
- bymiljø 247-267
- urbane strømmen og konsekvenser 248, 255-259
- urban mobilitet 262-263
- urban støy 254-255
- urbane mønstre 248, 259-263
- byplanlegging 265
- Direktivet om rensing av avløpsvann fra byområder 203
- urbanisering
  - etterspørsel etter vann 185, 186-187
  - virksomheter for jorderosjon 241b
  - virksomheter for det biologiske mangfold 146
  - konsekvenser for kystsonene 225-226

vegetasjon, virkninger av bakkenært ozon 96, 100, 102, 103, 106  
kjøretøyer (skrap), avfallsforvaltning 135  
Wien-konvensjonen om beskyttelse av ozonlaget 69  
avfall 130-143  
    produksjon 131-134, 259, 260  
    forvaltning, behandling og deponering 134-143, 259, 260  
Avfallsstrategi 134  
avløpsvann 200-201, 203, 259  
vann  
    forbruk 184  
    virkninger av jordforurensning 234-235  
    jorderosjon 238-239  
    kvalitet 187-197  
        politikk 203-204  
    ressurser 180-183  
        virkninger av klimaendringer 41-42  
    mangel 186-187  
    bruk 183, 184-186, 257, 259  
        virkninger for det biologiske mangfold 146  
        politikk 203  
Rammedirektivet for vann 203-204  
forsumpning av jord 243, 244  
«weekend-effekten» 95*b*  
våtmark  
    biologisk mangfold 157-160  
    *definisjon* 159  
Weybridge-rapporten 123*b*  
ville planter og dyr *se* dyr; fugler; fisk; planter  
vinderosjon av jord 238-239, 240  
Gerdens helseorganisasjons luftkvalitetskriterier 249, 250