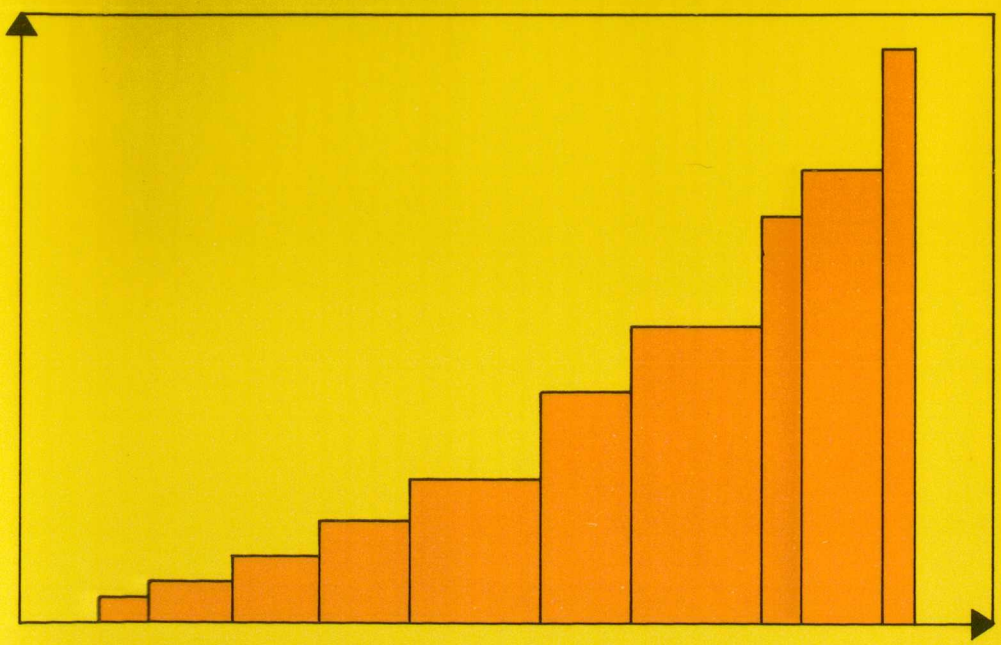
Miljö kostnader



Miljön i samhällsekonomin

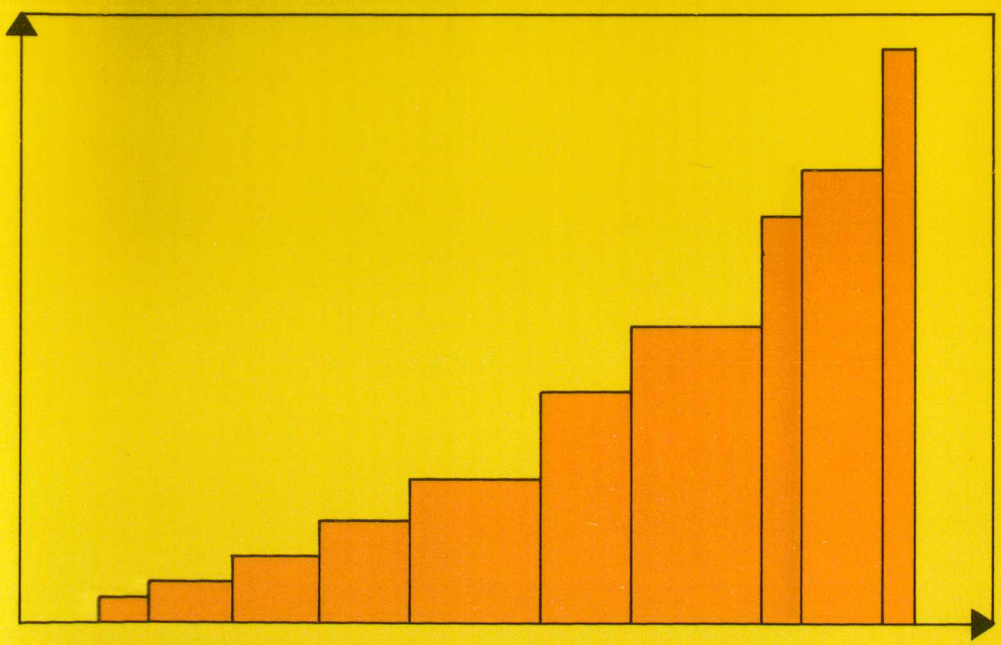
Ur KB:s samlingar
Digitaliserad år 2013

KUNGL. BIBLIOTEKET
National Library of Sweden

Betänkande av Utredningen om kostnaderna för miljövården

SOU
1978:43

Miljö kostnader



Miljön i samhällsekonomin

---

kostnadsslag
kostnadsfördelning
styrmedel

Betänkande av Utredningen om kostnaderna för miljövården

SOU
1978:43

B 538
44

Statens offentliga utredningar
1978:43
Jordbruksdepartementet

Miljökostnader

Miljön i samhällsekonomin – kostnadsslag, kostnadsfördelning, styrmedel

Betänkande av utredningen om
kostnaderna för miljövården
Stockholm 1978

Omslag Jan Boman
Jernström Offsettryck AB

ISBN 91-38-04121-9
ISSN 0375-250X
Gotab, Stockholm 1978

Till statsrådet och chefen för jordbruksdepartementet

Genom beslut den 29 oktober 1971 bemyndigade Kungl. Maj:t chefen för jordbruksdepartementet att tillkalla högst sju sakkunniga för utredning rörande kostnaderna för miljövården. Med stöd härav tillkallade departementschefen den 15 november 1971 generaldirektör Valfrid Paulsson, ordförande, riksdagsledamöterna Birger Rosqvist, Jan Bergqvist, Inga Thorsson (t. o. m. den 10 juni 1974). Staffan Burenstam Linder (t. o. m. den 31 december 1974), Sören Norrby och Sven Eric Åkerfeldt. Genom beslut den 10 juni och den 20 december 1974 tillkallades i respektive Thorssons och Burenstam Linders ställe riksdagsledamöterna Lennart Pettersson och Ingrid Sundberg.

Till experter förordnades den 24 november 1971 numera verkställande direktören professor Erik Höök (t. o. m. den 20 november 1975), numera budgetchefen Bengt A W Johansson, numera departementsrådet Lars Hjorth (t. o.m. den 22 augusti 1975), numera departementsrådet Kjell Svensson, numera länsrådet Allan Johansson (t. o. m. den 8 maj 1974), numera utredningssekreteraren Ulf Lönnqvist, direktören Bo Helmerson, sekreteraren Erik Olerud, sekreteraren Jan Erik Moreau och numera överdirektören Olof Nilsson. Genom beslut den 18 februari 1972 förordnades numera styrelseordföranden Erik Grafström, numera departementssekreteraren Jan Söderberg (t. o. m. 3 april 1975), den 22 november 1975 planeringschefen Nils Ahlgren och den 21 augusti 1975 departementssekreteraren Torsten Löfgren till experter. Efter beslut den 25 juni 1973 anlitades som särskild expert åt utredningen filosofie kandidaten Karl Lidgren.

Till sekreterare i utredningen förordnades den 24 november 1971 numera planeringschefen Nils Ahlgren (t. o. m. den 30 november 1974) och som biträdande sekreterare numera departementssekreteraren Vanja Edwinson. Genom beslut den 18 februari och 20 oktober 1972 förordnades dessutom respektive byrådirektören Inger Olsson och numera byrådirektören Richard Almgren som biträdande sekreterare. Den 22 november 1974 förordnades byråchefen Lars Ovegård till sekreterare i Ahlgrens ställe. Samtidigt förordnades socionomen Christer Hannerz till biträdande sekreterare.

De sakkunniga antog namnet Utredningen om kostnaderna för miljövården.

Utredningen har tidigare avgivit rapporten (SOU 1974:44) Effekter av förpackningsavgiften, betänkandet (SOU 1974:101) Begränsning av svavelutsläpp – en studie av styrmedel, rapporten (SOU 1975:98) Miljövården i Sverige som bilaga nr 6 till långtidsutredningen 1975, betänkandet (SOU 1976:35)

Dryckesförpackningar och miljö samt rapporten (Ds Jo 1977:1) Kostnader för omhändertagande av hushållsavfall m. m. Utredningen har även upprättat promemorian Miljöskyddet inom industrin, en analys med utgångspunkt i massa- och pappersindustrin, vilken remissbehandlats.

Resultaten av detta utredningsarbete, kompletterade med en analys av miljöpolitikens kostnader samt de förslag som föranletts därav presenteras i utredningens slutbetänkande (SOU 1978:43) Miljökostnder. Miljön i samhällsekonomin – kostnadsslag, kostnadsfördelning, styrmedel, vilket härmed överlämnas. Samtidigt överlämnas rapporten (Ds Jo 1978:4) Data om sjörestaurering. Utredningen har därmed avslutat sitt arbete.

Särskilda yttranden från experterna Helmerson och Olerud bifogas.

Stockholm den 4 april 1978

Valfrid Paulsson

Jan Bergqvist *Sören Norrby* *Lennart Pettersson*

Birger Rosqvist *Ingrid Sundberg* *Sven Eric Åkerfeldt*

/Inger Olsson
Lars Ovegård

Innehåll

Sammanfattning 11

1 *Utredningsuppdraget och arbetets uppläggning* 33
1.1 Inledning 33
1.2 Utredningens direktiv m. m. 34
1.3 Uppläggningen av utredningsarbetet i stort 37
1.4 Uppläggningen av detta betänkande 39
1.5 Arbetets bedrivande 40

2 *Föroreningssituationen i Sverige* 41
2.1 Kunskaper om tillståndet i miljön 41
2.2 Miljöstörande verksamheter och miljöproblem 42
2.2.1 Areella näringar 43
2.2.2 Industri 45
2.2.3 Energiproduktion 57
2.2.4 Tätorter 60
2.2.5 Trafik 62
2.2.6 Internationella miljöproblem 64
2.2.7 Sammanfattning 65
2.3 Föroreningssituationen i några områden 69
2.3.1 Sveriges sjöar 69
2.3.2 De stora sjöarna 71
2.3.3 Östersjön 75
2.3.4 Västerhavet 77
2.3.5 Lufthavet över Sverige 79
2.3.6 Naturresurser 81
2.3.7 Sammanfattning 82

3 *Styrmedel i miljövårdspolitiken* 83
3.1 Inledning 83
3.2 Administrativa styrmedel 84
3.2.1 Fysisk planering 84
3.2.2 Tillkomst- och lokaliseringsprövning 86
3.2.3 Reglering av utsläpp m. m. 86
3.2.4 Produktkontroll 89
3.2.5 Reglering av avfallshantering 91
3.2.6 Reglering av användning av mark och vatten från naturvårdssynpunkt 92

3.3 Ekonomiska styrmedel 95
3.3.1 Subventioner 95
3.3.2 Ersättningar 97
3.3.3 Avgifter 97
3.3.4 Viten och böter 98
3.3.5 Skadestånd 98
3.4 Övriga styrmedel 98
3.5 Myndigheterna och styrmedlen 99
3.5.1 Statens naturvårdsverk 100
3.5.2 Koncessionsnämnden 101
3.5.3 Produktkontrollnämnden 101
3.5.4 Länsstyrelsen 102
3.5.5 Kommunen 102
3.6 Styrningskostnader 102

4 *Miljövårdsåtgärder* 105
4.1 Fysisk samhällsplanering 106
4.1.1 Fysisk riksplanering 106
4.1.2 Annan fysisk samhällsplanering 107
4.1.3 Säkerställande av naturvårdsobjekt 108
4.1.4 Anläggningar för rekreation och friluftsliv 109
4.1.5 Sammanfattning 109
4.2 Miljöskyddsåtgärder 109
4.2.1 Areella näringar 111
4.2.2 Industri 114
4.2.3 Energiproduktion 117
4.2.4 Tätorter 118
4.2.5 Trafik 119
4.2.6 Beröringspunkter yttre-inre miljö 122
4.2.7 Sammanfattning 123

5 *Internationellt offentligt miljövårdsarbete* 127
5.1 Inledning 127
5.2 Miljövårdsarbetet i de internationella organisationerna . . . 127
5.2.1 FN-systemet 127
5.2.2 Andra globala organisationer 129
5.2.3 Regionala organisationer 129
5.2.4 Nordiskt samarbete 132
5.3 Internationella konventioner 132
5.4 Bilateralt samarbete m. m. 135
5.5 Miljöskyddet i utlandet 135

6 *Miljöproblem och miljöpolitik* 141
6.1 Inledning 141
6.2 Miljöpolitik. En kort återblick 142
6.3 Miljö och ekonomi 143
6.4 Konsumtion och välfärdsmått 148
6.5 Miljöpolitikens kostnader och intäkter 149
6.6 Miljöpolitik, externa effekter och olika marknadsformer . . 151
6.7 Miljöpolitik – kostnader och intäkter – en sammanfattning . 156

7 *Miljövårdens kostnader och intäkter* 159
7.1 Inledning 159
7.2 Delkostnad 1. Reglerings- och kontrollkostnader 159
7.3 Delkostnads 2. Kostnader för miljöskyddsåtgärder 161
7.4 Delkostnad 3. Forsknings- och informationskostnader . . . 162
7.5 Delkostnad 4. Återställningskostnader 165
7.6 Delkostnad 5. Kostnader för nya miljövaror 167
7.7 Delkostnad 6. Bevarandekostnader 167
7.8 Miljövårdens intäkter 169

8 *Miljöförstöringens kostnader* 171
8.1 Inledning 171
8.2 Huvudtyper av kostnader 173
8.3 Metoder och metodproblem i samband med beräkning av miljöförstöringens kostnader 177

9 *Val av styrmedel vid begränsad information* 189
9.1 Inledning 189
9.2 Regleringar 191
9.3 Miljöavgifter 194
9.4 Försäljning av koncessioner 202
9.5 Ekonomiska stödåtgärder 202
9.6 Upplysning och propaganda 204
9.7 Påverkan på föroreningsproduktion. Sammanfattning . . . 205

10 *Återställande av förstörd miljö. Exemplet sjörestaurering* . . . 207
10.1 Inledning 207
10.2 Återställande åtgärder och finansieringsproblem 209
10.3 Sjörestaurering 214
10.3.1 Bakgrund 214
10.3.2 Restaureringsintäkternas geografiska spridning . . . 218
10.3.3 Statsbidragssystemet 220
10.3.4 Effektivitet och rättvisa 223

11 *Statsbidrag och miljöpolitik. Exemplet sjörestaurering* 225
11.1 Inledning 225
11.2 Kommunala restaureringsintäkter 230
11.3 Metoder för intäktsberäkning 233

12 *Miljöpolitik i internationellt perspektiv* 239
12.1 Inledning 239
12.2 Miljöpolitik i olika ekonomiska system 239
12.3 Internationell handel med miljöfarliga produkter 242
12.4 Nationella föroreningar och internationell handel 243
12.5 Internationella föroreningar 245
12.6 Samordnad internationell miljöpolitik? 250
12.7 Sammanfattning 252

13 *Resultat av utredningens tidigare arbete* 255
13.1 Inledning 255
13.2 Begränsning av svavelutsläpp – en studie av styrmedel. SOU 1974:101 255
13.2.1 Betänkandet 255
13.2.2 Remissbehandlingen 256
13.2.3 Resultaten 257
13.3 Effekter av förpackningsavgiften samt Dryckesförpackningar och miljö. SOU 1974:44 och 1976:35 257
13.3.1 Rapporten 257
13.3.2 Betänkandet 258
13.3.3 Remissbehandlingen 261
13.3.4 Resultaten 262
13.4 Miljövård i Sverige 1975–1980. Bilaga 6 till 1975 års långtidsutredning. SOU 1975:98 262
13.4.1 Rapporten 262
13.4.2 Remissbehandlingen 264
13.5 Miljöskyddet inom industrin – en analys med utgångspunkt i massa- och pappersindustrin. Utredningspromemoria 1976 . 265
13.5.1 Promemorian 265
13.5.2 Remissbehandlingen 266
13.6 Kostnader för omhändertagande av hushållsavfall m. m. DS JI 1977:1 268
13.7 Data om sjörestaurering. DS Jo 1978:4 269
13.7.1 Planerade restaureringar i Sveriges kommuner . . . 269
13.7.2 Metoder och kostnader vid restaurering av sjöar och vattendrag 270

14 *Utredningens slutsatser av det samlade utredningsmaterialet* . . 271
14.1 Direktiven 271
14.1.1 Inledning 271
14.1.2 Kartläggning av miljöpolitikens kostnader och intäkter 272
14.1.3 Miljöpolitikens styrmedel 273
14.1.4 Kostnadsfördelning 273
14.2 Miljöpolitikens kostnader och intäkter 274
14.2.1 Inledning 274
14.2.2 Behandlingen av kostnadsfrågorna i utredningens tidigare arbeten 277
14.2.3 Utformning av miljöpolitik. Slutsatser 281
14.2.4 Utformning av miljöpolitik. Ställningstagande . . . 283
14.3 Miljöpolitiska styrmedel 287
14.3.1 Inledning 287
14.3.2 Behandlingen av styrmedelsfrågorna i utredningens tidigare arbeten 289
4.3.3 Styrmedelsproblemet. Slutsatser 293
14.3.3 Styrmedelsproblemet. Ställningstagande 295
14.4 Kostnadsfördelning 302
14.4.1 Inledning 302
14.4.2 Behandlingen av kostnadsfördelningsfrågorna i utred-

ningens tidigare arbete 302
14.4.3 Kostnadsfördelningsproblemet. Slutsatser 304
14.4.4 Kostnadsfördelningsproblemet. Ställningstagande . . 307

15 *Utredningens förslag* 309
15.1 Sammanfattning av utredningens ställningstaganden och förslag 309
15.2 Genomförande av utredningens förslag 310
15.2.1 Inledning 310
15.2.2 Miljöekonomisk forskning 310
15.2.3 Prövnings- och tillsynsavgift 311
15.2.4 Särskild avgift på överutsläpp 311
15.3 Konsekvenser av utredningens förslag 312
15.3.1 Statsfinansiell kalkyl 313

Särskilda yttranden
1 Av experten Helmerson 315
2 Av experten Olerud 318

Litteratur 319

Sammanfattning

Inledning

Utredningens arbete har inriktats på dels en allmän, översiktlig kartläggning av kostnaderna för miljövården, dels studier av ett antal problemområden. I de senare har stort intresse ägnats styrmedelsfrågorna. Utredningens delbetänkanden har remissbehandlats liksom en del av det övriga material som utarbetats. De synpunkter som därvid förts fram har utredningen således kunnat dra nytta av i sitt arbete med slutbetänkandet. Huvuddelen av slutbetänkandet har ägnats en ekonomisk analys av miljöpolitikens olika kostnader och intäkter, hur dessa kostnader fördelas och hur olika styrmedel påverkar kostnadsfördelningen och möjligheterna att nå miljöpolitiska mål till lägsta samhällsekonomiska kostnad. De tidigare betänkandena, remissbehandlingen av dessa samt den ekonomiska analysen har lett fram till de slutsatser och förslag som redovisas i kapitel 14 och 15.

Miljöproblem och miljövårdsåtgärder i Sverige

Utsläpp av föroreningar och andra ingrepp i miljön förorsakar problem av olika slag. I många fall märks påverkan förhållandevis snabbt och framför allt i utsläppens närområden. Ofta är också effekterna sådana att de så småningom försvinner sedan utsläppet upphört. I andra fall kan effekterna av viss föroreningstillförsel bli märkbara först efter hand, när påverkan nått en viss nivå. Påtagligast blir de i utsläppens närområden, men också områden långt från utsläppskällorna berörs efter hand. Övergödning av sjöar och vattendrag, försurning, anrikning av tungmetaller o. dyl. i näringskedjorna är exempel på denna typ av miljöeffekter. De återgår i allmänhet mycket långsamt sedan utsläppen upphört. Svårast att komma åt är långtidseffekterna, dvs. den påverkan som blir märkbar först efter mycket lång tid och oftast är mycket långvarigt bestående eller irreversibel och spridd över stora områden.

Övergödning av sjöar och vattendrag förorsakas i första hand av närsalter. Utsläppen av sådana från den kemiska industrin och framför allt från de kommunala avloppsanläggningarna har under de senaste åren nedbringats avsevärt. De viktigaste källorna till fosforutsläpp är ett 100-tal kemiska industrier, ca 1 400 kommunala avloppsanläggningar och ca 130 000 jordbruksföretag. Utlakningen av närsalter från jordbruket har ökat under de

senaste åren.

Övergödningen av sjöarna påverkar också deras syrehushållning. Ungefär samma effekt har utsläppen av syreförbrukande organisk substans. Huvudsakliga källor till sådana utsläpp är ett 100-tal massa- och pappersfabriker samt avloppsanläggningarna, genom vilka även utsläppen från de flesta av 700 livsmedelsfabriker sker. Utsläppen från alla dessa verksamhetsområden har minskat kraftigt de senaste åren.

Tungmetaller har visat sig kunna anrikas i näringskedjorna. Utsläpp av sådana ämnen förekommer främst från ett 40-tal järn-, stål- och metallverk, ca 100 gjuterier och ca 700 ytbehandlingsindustrier. Kvicksilverutsläppen har minskat mycket påtagligt under senare år. Huvuddelen av resterande utsläpp härrör från ca 7 000 tandläkare, några få batterifabriker, ett 100-tal kemiska fabriker, några 10-tal gruvor och metallverk samt från förbränning av fossila bränslen. Huvudsaklig källa för blyutsläpp är landets 3,8 milj. motorfordon. En stor källa är också några få metallverk. Ämnen med liknande förmåga att anrikas i organismerna är de klorerade organiska föreningar som förekommer i vissa bekämpningsmedel i jord- och skogsbruk samt i utsläpp från ett 50-tal massa- och pappersindustrier och ett 10-tal petrokemiska industrier.

Giftiga ämnen har ofta långtidseffekter. Bl. a. har många tillsatskemikalier inom industrin visat sig ha det. Rester av sådana kemikalier förekommer i avloppsvattnet från bl. a. ca 60 gruvor, 100 massa- och pappersfabriker, 40 textilfabriker, 1 600 tvätterier, några 1 000-tal verkstadsindustrier och några 100-tal kemiska fabriker. Avgaserna från motorfordon bidrar med andra sådana ämnen. Kunskaperna om dessa giftiga ämnen är bristfälliga. Allt fler har upptäckts och det bedöms sannolikt att ett stort antal produkter som f. n. används inom industrin kan komma att visa sig ha sådana egenskaper.

Försurning av mark och vatten förorsakas främst av svaveldioxider från förbränning av olja och från vissa industriprocesser samt av kväveoxider från dessa källor och från motortrafiken. Huvudsakliga källor är 1–1,2 miljoner enskilda oljepannor för uppvärmning, ca 100 energiproducerande anläggningar, några få cementfabriker och ca 40 järn-, stål- och metallverk. Processvavel kommer främst från ett 50-tal massafabriker och ett 30-tal andra industrier. Mer än 50 % av det svavel som faller ner över Sverige beräknas härröra från utländska källor.

Motorfordon utgör en väsentlig källa till såväl föroreningen av tätortsluften som bullerproblemen i tätorterna. Förbränning av olja för uppvärmning påverkar också starkt luften i tätorterna. Till bullerproblemen bidrar flygtrafiken kring de 220 flygplatserna i landet. Buller alstras också vid de större industrikomplexen.

Föroreningssituationen i landet som helhet speglas främst genom redogörelser för övergödnings- och försurningsförhållanden i sjöar och vattendrag samt för luftkvaliteten i tätorterna. Av landets omkring 100 000 sjöar är huvuddelen förhållandevis opåverkade av föroreningsutsläpp. I norra Sverige beräknas några få procent vara övergödda av närsalter medan i södra Sverige 10–20 procent visar tydliga tecken på övergödning. I högre eller lägre grad försurade sjöar finns i hela landet, dock främst i de sydvästra delarna. Koncentrationen av svaveldioxid i tätorternas luft ligger i allmänhet på en 10–20 gånger högre nivå än bakgrundsnivån långt från föroreningskällor. Observerade koncentrationer i de största tätorterna ligger i allmänhet lägre än

naturvårdsverkets riktvärde för högsta godtagbara halt. I några tätorter överskrids dessa dock regelmässigt. Fotokemiska smogreaktioner förekommer i storstäderna.

Miljövården bedrivs genom åtgärder av tre principiellt skilda slag. Det första är skydd av vissa områden genom fysisk planering eller andra former av säkerställande. Det andra är skydd av naturmiljön mot negativa effekter av mänsklig verksamhet, främst genom förebyggande tekniska åtgärder, miljöskydd. Det tredje, slutligen, är återskapande eller nyskapande av önskvärd miljö.

Grovt räknat har närmare 1 miljard kronor årligen investerats i miljövårdsåtgärder, framför allt miljöskydd, sedan 1969. De årliga drift- och kapitalkostnaderna för kommuner och industrier kan uppskattas till 1,5–2,0 miljarder kronor. Dessa miljövårdsinsatser motsvarar sammanlagt ca 0,7 procent av bruttonationalprodukten år 1974. Resultaten av de gångna årens miljöskyddsinsatser har framför allt kunnat registreras i form av minskade utsläpp av föroreningar. Beräkningar visar t. ex. att utsläppen av olika organiska och suspenderade ämnen till sjöar och vattendrag minskat till närmare hälften under perioden 1969–1974. Stoftutsläppen till atmosfären har halverats. Utsläppen av svaveldioxid har kunnat minskas i viss utsträckning. Praktiskt taget allt avloppsvatten från tätorterna behandlas nu i reningsverk med längre gående rening än slamavskiljning. Motsvarande redovisning av effekterna i miljön saknas i stort sett. Rent allmänt står det dock klart att den tidigare negativa utvecklingen kunnat brytas i fråga om många föroreningstyper och även att miljösituationen avsevärt förbättrats på många håll.

Miljöpolitiska styrmedel i Sverige

I den svenska miljövårdspolitiken ligger tyngdpunkten på administrativa styrmedel med fysisk planering och tillståndsprövning som de viktigaste. Generella förbud mot eller regler för viss verksamhet förekommer på en del områden, dock ibland med möjligheter till undantag efter särskild prövning. Lokaliseringsprövning förekommer för bl. a. ett antal typer av tyngre industrietablering. Produktnormer tillämpas i några fall. Direkta utsläppsnormer tillämpas endast i fråga om motorfordon. För vissa slag av utsläpp, främst till luften, har emellertid riktlinjer utarbetats, vilka i kombination med tillståndsprövningen får styrande effekt. För ett antal verksamheter gäller anmälningsskyldighet.

Den fysiska planeringen styr lokaliseringen i stort av olika samhällsaktiviteter som industriverksamhet, bostadsbyggande, medan tillståndsprövning, utsläppsnormer m. fl. regler kan sägas ange förutsättningarna för olika verksamheter i det enskilda fallet.

Ekonomiska styrmedel används endast i begränsad utsträckning, och då som komplement till de administrativa. De sanktioner som används för att ge eftertryck åt administrativa styrmedel är t. ex. ofta ekonomiska (vite, böter, skadestånd). Existerande avgifter tas mestadels ut i finansieringssyfte, t. ex. för att täcka de företagsekonomiska kostnaderna för avfallshantering eller provtagning och laboratorieanalys. Någon ansats till avgift med styrande

syfte finns också medan däremot avgifter som relateras till de samhällsekonomiska kostnader som en miljöstörning orsakar, dvs. avgifter som täcker kostnaderna för externa effekter, inte förekommer. Subventioner knyts främst till genomförande av åtgärder som föreskrivs i tillståndsbeslut el. dyl.

Vid sidan av de administrativa styrmedlen i form av t. ex. generella regler och förbud eller villkor efter särskild prövning och de ekonomiska, t. ex. subventioner, finns andra vägar för styrning i olika avseenden. De kan samlas under rubriken insamling och spridning av kunskap, dvs. forskning, utbildning och information.

Miljövårdsarbete utomlands och i internationella organisationer

Miljöproblem är internationella i flera avseenden. De flesta länder, särskilt de på ungefär samma utvecklingsnivåer, möter t. ex. i huvudsak samma slags föroreningar. Dessa härrör från egen produktion och konsumtion, men beror också på att föroreningar med vindar och vattenströmmar sprids mellan länderna. Handeln med miljöfarliga varor och ämnen medverkar också till att miljöproblem sprids. Ett enskilt land kan således endast i begränsad omfattning lösa sina miljöproblem självt. Internationellt samarbete kan därför ibland vara ett nödvändigt medel för att nå även nationella miljömål med avseende på immissionsbegränsningar. Med hänsyn till de omfattande insatser i fråga om forskning, teknikutveckling m. m. som krävs innebär samarbete länderna emellan också ett effektivare resursutnyttjande. Skyddet av de gemensamma naturresurserna som världshaven och lufthavet kräver gemensamma mål. Även skyddet av resurser, som väl ligger under nationell jurisdiktion, men som har avgörande betydelse för hela jorden, är i stor utsträckning en internationell angelägenhet.

Det internationella samarbetet på naturvårdens och miljövårdens områden har också efter hand fått en allt större omfattning. Praktiskt taget alla mellanstatliga organisationer, både de med världsomspännande och de med regional räckvidd har i större eller mindre utsträckning sådana frågor på sina program. Samarbete i mindre grupper av stater och en mängd bilaterala avtal och överenskommelser hör också till bilden, liksom mera informella kontakter, inte minst på forskningens område.

Flertalet av FNs fackorgan, kommissioner m. m. sysslar i någon utsträckning med naturvårds- och miljövårdsfrågor. Som ett av resultaten av konferensen om människans miljö i Stockholm 1972 inrättades UNEP, styrelsen för FNs miljöprogram, för att leda det internationella miljösamarbetet. UNEP skall samordna miljövårdsprogrammen inom FN-systemet. Utöver FN-systemet finns ett antal andra organisationer med världen som verksamhetsområde och miljö- och naturvård på programmet. Medlemskapet varierar, men i de flesta fall är dessa organisationer inte mellanstatliga, utan räknar bland sina medlemmar ideella organisationer, vetenskapliga institutioner och andra internationella organisationer. Även regeringar och ämbetsverk kan dock delta. Många av dessa organisationer återfinns på naturvårdsområdet.

De gemensamma problemen och förutsättningarna för samarbete och likartade lösningar gäller kanske i än högre grad för regioner eller grupper av länder på samma utvecklingsnivå än globalt. Flera organisationer med främst västeuropeiska medlemmar har gett miljövårdsfrågor stort utrymme. Det starka sambandet mellan ekonomisk utveckling och miljöproblem har medfört att organisationer som skapats för att främja ekonomisk utveckling efter hand fått en mycket omfattande miljövårdsverksamhet. Detta gäller bl. a. OECD.

1972 antog OECD ett antal vägledande principer rörande internationella ekonomiska aspekter på miljöpolitik, i första hand den s. k. Polluter Pays Principle, PPP, dvs. principen om förorenarens kostnadsansvar. PPP är enbart en effektivitetsprincip som syftar till att uppsatta mål skall nås till lägsta samhällsekonomiska kostnad. Den säger ingenting om hur förorenarens betalningsansvar skall utkrävas, dvs. hur styrmedlen skall utformas. I programmet för OECDs fortsatta arbete på miljövårdsområdet intar frågor om förorening över gränserna – transfrontier pollution – en central plats.

Det nordiska samarbetet på miljövårdsområdet leds under nordiska ministerrådet av den nordiska ämbetsmannakommittén för miljövårdsfrågor. Huvudpunkterna i utvecklingen av det nordiska samarbetet är en samordning av miljövårdsåtgärder i de nordiska länderna när så är lämpligt, ett genomförande av gemensamma nordiska projekt på miljövårdsområdet och ett utbyte av information om miljövårdsarbetet i de enskilda länderna. Ett viktigt resultat av det nordiska miljövårdssamarbetet är den nordiska miljöskyddskonventionen.

Arbetet i de internationella organisationerna utmynnar oftast i rekommendationer till medlemsländerna om riktlinjer och principer för deras nationella miljövårdsarbete. Dessutom samlas ett rikt material av utredningar, översikter och information.

För att hårdare binda ländernas politik i en viss fråga sluts konventioner mellan berörda stater. De länder som ansluter sig till konventionen förbinder sig att vidta eller avstå från vissa preciserade åtgärder. Staterna förutsätts genom nationell lagstiftning och övervakning svara för att reglerna i konventionen efterlevs. Resultaten av konventionen blir således helt beroende av de enskilda staternas sätt att genomföra sin del av överenskommelsen. De enda sanktionsmöjligheter som finns är de olika ländernas sanktioner mot egna medborgare som överträder de nationella bestämmelserna. Däremot saknas sanktionsmöjligheter mot stater som inte fullgör sina åtaganden.

Konventionerna på miljövårdsområdet gäller främst skyddet av haven och särskilda havsområden. Svenska kustvatten berörs av sju olika konventioner.

Inom ramen för det internationella miljövårdsarbetet görs också översikter över medlemsländernas nationella miljövårdsarbete.

En strävan att samla reglering av olika miljövårdsfrågor i en övergripande miljöskyddslagstiftning kan därvid noteras, liksom en önskan om en samlad miljöadministration genom miljömyndigheter, ministerier eller samordningsorgan. Miljöskyddslagar av ramlagstyp rapporteras ha trätt i kraft eller hålla på att utarbetas i flera länder. För tillämpningen av sådan lagstiftning utnyttjas i en del fall och för vissa ämnen eller utsläppstyper generella,

bindande normer och standards. I andra fall bygger lagtillämpningen främst på bedömningar i det enskilda fallet, ofta med ledning av vägledande standards och riktlinjer för utsläpp. Bland de styrmedel som redovisas intar regleringar och tillståndsprövning i olika former en central plats. Det samlade intrycket av de olika ländernas redogörelser är emellertid ett ökat intresse för avgifter. De existerande avgifternas huvudsakliga funktioner är finansiering och kostnadsfördelning. Avgifter infördes tidigast på vattenvårdsområdet, medan avgifter på andra typer av miljöstörningar som luftföroreningar, buller, industriavfall m. m. har börjat tillämpas under de senaste åren.

PPP anges i många länder vara ledande för fördelningen av kostnaderna för de miljövårdsåtgärder som beslutas. I flertalet fall tillämpas dock olika former av stöd (subsidier, förmånliga lån) till sådan industri som varit i verksamhet då respektive regleringar införts.

Miljö och ekonomi

Miljöproblem är inte några nya företeelser, men de har under de senaste årtiondena blivit fler och även av andra orsaker kommit att uppmärksammas alltmer. Den ökande koncentrationen till tätorter har ökat punktbelastningen på miljön. Konsumtionsstandarden har ökat med större tryck på miljön som följd. Produktionstekniken har under lång tid varit miljöslösande på grund av att användningen av miljöfaktorerna länge varit kostnadsfria till skillnad från andra produktionsfaktorer som arbetskraft och råvaror. Ökad och mera spridd kunskap om föroreningars miljöeffekter har också bidragit till den växande uppmärksamheten, liksom det större utrymmet för intresse för god miljö sedan de grundläggande materiella behoven täckts. Välfärden har alltmer kommit att bli beroende av tillgång till god miljö vid sidan av konsumtion av varor och tjänster.

I en ekonomi av svensk typ med i de flesta fall decentraliserade produktions- och konsumtionsbeslut fungerar i vissa sammanhang prissystemet som ett styrorgan för att uppnå en i någon mening effektiv[1] produktion och konsumtion. Priset på en vara kan sägas utgöra ett mått på den uppoffring (i form av råvaror, arbetskraft osv.) som sker i olika led fram till dess att konsumenten köper varan. Om alla dessa uppoffringar avspeglas i prissättningen kommer ingen att förlora på att någon köper varan, dvs. alla dessa uppoffringar kompenseras. Såväl produktions- som konsumtionssektorn utnyttjar skilda slag av miljöresurser och släpper ut restprodukter i miljön. En del av denna användning av miljön medför uppoffringar. Om ersättning inte erläggs för dessa uppoffringar kommer varornas priser inte att ge korrekt information, och prissystemets styrande och kompenserande egenskaper försämras.

Miljöproblem är exempel på fall då prissystemet inte vidarebefordrar korrekt information. Detta ger upphov till s. k. negativa externa effekter. En negativ extern effekt föreligger då ett eller flera företags produktion och/eller en eller flera individers konsumtion försämrar produktionsvillkoren för övriga företag och/eller levnadsstandarden för andra individer utan att betalning erläggs av den eller dem som åstadkommer effekten. Den negativa externa effekten är således en kostnad som drabbar andra än den som

[1] T. ex. en produktion och konsumtion som ger största möjliga totala välfärd enligt någon mätmetod.

åstadkommer effekten. Detta kan t. ex. vara förhållandet vid produktion av en viss vara. Därmed uppstår en skillnad mellan de kostnader producenten räknar med och de verkliga kostnaderna för varan, mellan den privatekonomiska och den samhällsekonomiska kostnaden. Sambandet mellan dessa båda kostnader och externa effekter kan förenklat beskrivas: samhällsekonomiska kostnader = privatekonomiska kostnader + externa effekter.

Den samhällsekonomiska kostnadskalkylen används emellertid sällan som underlag vid prissättning o. dyl. Skälen härtill är främst svårigheterna att fastställa värdet på de externa effekterna och det faktum att någon entydig äganderätt till miljöfaktorer som luft och vatten inte finns.

Produktions- och konsumtionsaktiviteter ger ofta upphov till restprodukter. Restprodukterna kan tas om hand som returprodukter eller avfall, eller släppas ut som föroreningar i miljön. Den totala kostnaden som drabbar samhället till följd av att restprodukter bildas består av kostnader för att förhindra utsläpp, kostnader för att förhindra skador till följd av att utsläpp sker och slutligen de kostnader som skador och olägenheter till följd av utsläpp innebär. För en effektiv miljöpolitik gäller det att finna den kostnadskombination som ger den lägsta totala kostnaden. Det behöver inte innebära att mängden föroreningar blir noll. En kostnadsminimering kan mycket väl innebära att en viss mängd restprodukter tillåts bli föroreningar. Det gäller sådana fall där kostnaderna för att förhindra utsläpp är större än kostnaderna för att förhindra skador plus välfärdsförlusterna till följd av att skador ändå uppstår.

En viss miljöpolitik ger upphov till flera olika slags kostnader men också intäkter. För val av miljöpolitisk inriktning behövs alltså en kartläggning av dess kostnader och intäkter. Grovt kan en indelning göras i miljövårdens kostnader och intäkter samt miljöförstöringens kostnader.

Miljövårdens kostnader och intäkter

Kostnaderna för miljövården kan hänföras till sex olika grupper.

Den första utgörs av kostnader för att reglera vilka restprodukter som får ta formen av föroreningar, och för att kontrollera att reglerna följs. Dvs. främst myndigheternas kostnader för tillståndsprövning, tillsyn och kontroll. Även de verksamheter som prövas förorsakas kostnader av detta slag, nämligen för att utarbeta tillståndsansökningar och för den löpande kontroll som föreskrivs.

Den andra gruppen av kostnader utgörs av alternativvärdet av de resurser som tas i anspråk för att förhindra utsläpp, dvs. kostnader för reningsutrustning, processändringar, produktionsomläggning o. dyl.

Den tredje gruppen av kostnader hänför sig till forskning, undervisning och information kring olika föroreningars förekomst och effekter samt medel och metoder att motverka dessa. Den offentliga forskningen kan dels syfta till att ge allmän tillgång till viktiga forskningsrön med hänsyn till de samhällsekonomiska vinster som görs om de tillämpas, dels syfta till att göra det möjligt att bedöma uppgifter om egenskaperna hos en särskild produkt eller process.

Den fjärde gruppen är s. k. återställningskostnader. Hit hör kostnader för

sjörestaurering, sanering av oljeskador, återställning av grustäkter etc. Möjligheterna att identifiera förorenare och kräva ut kostnadsansvar är här mycket varierande. En princip för kostnadsfördelning kan här i stället vara att de som får intäkterna av åtgärden direkt eller via en offentlig budget svarar för kostnaderna. Restaurering till följd av olagliga utsläpp där förorenaren kan identifieras och ställas till ansvar bör dock helt bekostas av förorenaren.

Den femte kostnadsgruppen omfattar kostnader för att skapa nya miljövaror som t. ex. vandringsleder och bassängbad, antingen som substitut för förstörd miljö eller på grund av att den allmänna höjningen av välståndet gör det möjligt.

Den sjätte gruppen, slutligen, kan benämnas bevarandekostnader. Här avses kostnader för avsättande av mark- och vattenområden för bl. a. naturvårds- och friluftsändamål. Bevarandekostnaden utgörs i huvudsak av markens värde vid alternativ användning.

På samma sätt som miljövårdens kostnader kan spaltas upp i ett antal delkostnader kan intäkterna delas upp. Intäkterna av åtgärder för att förhindra utsläpp utgörs av att skador och olägenheter till följd av utsläpp undviks. Intäkterna av återställande åtgärder är värdet för framtiden av att skador och olägenheter som orsakats av tidigare utsläpp upphör.

Den tredje och fjärde gruppen intäkter avser värdet av de tjänster som nyskapade miljövaror och bevarade naturområden kommer att avkasta.

Miljöförstöringens kostnader

Utformningen av en miljöpolitik måste bygga på en bedömning av denna politiks konsekvenser i olika avseenden. Konsekvenserna kan anges som kostnader och intäkter. Varje miljövårdsåtgärd innebär att begränsade resurser tas i anspråk. För att de begränsade resurserna skall användas så effektivt som möjligt är det viktigt att intäkterna av en miljövårdsåtgärd kartläggs. En utformning av miljöpolitiken kan innebära att vissa miljöstörningar undviks medan andra kvarstår. I en kalkyl över denna miljöpolitik ingår värdet av de undvikna miljöstörningarna som en intäkt. Omvänt utgör resterande störningar kostnader – miljöförstöringens kostnader.

Det går emellertid oftast endast i begränsad omfattning att dels objektivt fastställa en aktivitets miljöpåverkan, dels objektivt värdera denna påverkan. Flera metoder för att beräkna olika typer av kostnader har dock utvecklats, beroende på vad som skall värderas och vilken information som finns tillgänglig. Även om dessa metoder sällan ger mera exakta värden kan även grova uppskattningar ibland vara värdefulla, särskilt när alternativet oftast är att helt avstå från försök till uppskattning.

Miljöförstöringens kostnader kan vara direkta – t. ex. kostnader till följd av påverkan från ett föroreningsutsläpp – eller indirekta – kostnader för att förhindra att skador uppkommer på grund av de utsläpp som sker. I båda fallen kan kostnaderna vara finansiella – t. ex. i form av ökade utgifter eller minskade inkomster – eller s. k. övriga välfärdskostnader – t. ex. ökade bullerstörningar eller sämre badvatten.

De metoder som finns för beräkning av kostnader och intäkter på miljöområdet, och inte minst beräkning av miljöförstöringens kostnader, är

mycket varierande och ofta mycket oexakta. De kan innefatta allt från faktiska kvantifieringar av vissa företeelser till politiska värderingar av andra. I Canada, Italien, Storbritannien och USA har t. ex. försök gjorts att beräkna kostnader till följd av luftförorening. De visar bl. a. att olika metoder att mäta samma delkostnad, t. ex. hälsoskador, kan ge mycket olika resultat.

Väsentligt för uppskattningen av välfärdskostnaderna är värderingen av olika kvalitet på miljöfaktorer som vatten, luft, landskap osv. Då det gäller privata nyttigheter, dvs. varor och tjänster, återspeglas konsumenternas värderingar delvis genom faktiska köp av dessa varor och tjänster. I fråga om kollektiva nyttigheter, som flertalet miljöfaktorer, kan emellertid inte konsumenternas värderingar observeras på samma direkta sätt då dessa nyttigheter inte är föremål för direkta köp på någon marknad. I stället måste försök göras att uppskatta den s. k. marginella betalningsvilligheten. Den anger vad konsumenterna är beredda att betala för en viss miljöförbättring, eller vad de kräver i ersättning för en försämring.

Om en enkel och entydig kurva över den marginella betalningsvilligheten för olika miljöfaktorer fanns tillgänglig skulle miljöpolitiska beslut i hög grad förenklas. Varje miljövårdskostnad skulle då kunna balanseras mot en på förhand känd miljövårdsintäkt. Några sådana kurvor har emellertid hittills inte kunnat utarbetas. Vad som skett är att miljöförstöringens kostnader indelats på olika sätt, t. ex. i finansiella och övriga välfärdskostnader för att sedan kartläggas med hjälp av olika metoder. Då metoderna främst för kartläggningen av övriga välfärdskostnader är relativt outvecklade (med undantag för vissa metoder för att beräkna värderingar av förändrade rekreationsmöjligheter, som närmare redovisas i kapitlet om sjörestaurering) är steget fortfarande långt till målet att kartlägga den marginella betalningsvilligheten för miljöförändringar.

Val av styrmedel vid begränsad information

Diskussionen om fördelar och nackdelar med olika miljöpolitiska styrmedel förs ofta med den utgångspunkten att miljövårdens marginella intäkter och kostnader är kända. När så är fallet kan den optimala miljökvaliteten fastställas och lämpligaste styrmedel väljas. I verkligheten är dock kunskaperna om främst miljöförstöringens kostnader högst begränsade. Utredningen har i sin analys utgått från detta förhållande. Tillgången på information är nämligen betydelsefull för valet av styrmedel.

De miljöpolitiska styrmedlen klassificeras ofta som administrativa eller ekonomiska. De administrativa förutsätts direkt reglera beteendet hos den de riktas mot, medan de ekonomiska syftar till att indirekt via ekonomiska överväganden leda till önskat beteende. Såväl administrativa som ekonomiska styrmedel kan vara generella eller individuella.

Utredningen har också utgått från direktivens uttalande om att de miljöpolitiska målen skall nås med så små uppoffringar som möjligt, dvs. till lägsta samhällsekonomiska kostnad. Den typ av miljöpolitiska mål som behandlas är kvantitativa, operationella mål. De kan ses som delmål, underordnade det kvalitativt formulerade, övergripande miljöpolitiska målet "att garantera alla en livsvänlig miljö". I idealfallet med fullständig

information sätts dessa delmål så att de marginella kostnaderna för politiken motsvaras av de marginella intäkterna. På grund av kunskapsbristerna i fråga om de marginella kostnaderna och än mer om de marginella intäkterna kan dock den praktiska målformuleringen skilja sig från vad som teoretiskt vore önskvärt.

Miljöavgifter har i debatten ofta setts som ett alternativ till regleringar av olika slag. Det teoretiskt mest önskvärda är att en sådan avgift direkt motsvarar värdet av de externa effekter som t. ex. ett föroreningsutsläpp förorsakar. Då skulle den som beslutar om en verksamhets omfattning få ta hänsyn till de verkliga samhällsekonomiska kostnaderna i sina kalkyler och komma att välja den föroreningsgrad där de marginella reningskostnaderna motsvarade de marginella externa effekterna.

Av samma skäl som i fråga om regleringar kan inte sådana perfekta avgifter sättas. Det hindrar dock inte att även i detta fall ett miljöpolitiskt mål fastställs, varefter en avgift väljs som bedöms motsvara de marginella reningskostnaderna för önskad reningsnivå. I teorin skulle genom justeringar av avgiften det fastställda målet kunna nås. Verkligheten kompliceras dock av att graden av utsläppsreduktion sällan förändras kontinuerligt utan i intervall samt att investeringar i viss reningsutrustning hindrar eller fördröjer en anpassning till avgiftsändringar.

Vid båda slagen av styrmedel utgörs de samhällsekonomiska kostnaderna av kostnader för att fastställa miljövårdskrav, välja styrmedel och administrera det, kostnader för att uppfylla ställda krav på föroreningsreduktion samt kostnader för den miljöstörning som alltjämt tillåts. I båda fallen kommer kostnaderna av det första slaget huvudsakligen att bäras av någon miljömyndighet och kostnaderna av det andra slaget av förorenaren. Den tredje kostnaden drabbar dem som utsätts för miljöstörningen, men i avgiftsfallet får förorenaren också betala för den föroreningsmängd som släpps ut. Utsläppen får sålunda inte ske gratis. Detta kan vara önskvärt från moralisk synpunkt, men har också effekten av ett ständigt tryck på förorenaren att söka minska utsläppen för att minska sina kostnader.

Med utgångspunkten att de miljöpolitiska målen skall nås med så små uppoffringar som möjligt kan styrmedelsvalet vid verklighetens ofullständiga kunskap bestämmas av den föroreningssituation som skall angripas. I det fall en verksamhet svarar för hela föroreningsmängden är det troligt att regleringsmetoden snabbare leder fram till det miljöpolitiska målet. Om flera verksamheter svarar för föroreningen och det saknar betydelse vem som minskar sina utsläpp, och om de vidare, som normalt är, har olika gränskostnader för föroreningsreduktion kan en avgiftslösning vara effektivast. Avgiftslösningens totala kostnader beror dock på i vilken grad felaktiga resursallokeringar uppkommer då avgiften stegvis flyttas i riktning mot den rätta avgiftsnivån. Inget av de båda styrmedlen kan här generellt sägas vara överlägset det andra.

Föroreningssituationen är i de flesta fall en kombination av de båda fallen. Lokalt kan utsläppen från en emittent ha avgörande betydelse för miljöförhållandena, medan det med hänsyn till den totala föroreningsbilden kan sakna betydelse om en viss utsläppsminskning sker där eller någon annanstans. Valet av styrmedel behöver således inte vara ett antingen-eller utan bör snarare vara ett både-och. Utsläppsbegränsning med hänsyn till lokala krav

kan ske genom individuell prövning och reglering medan därutöver styrning med hänsyn till den totala föroreningsmängden skulle kunna göras med t. ex. generella avgifter på resterande utsläpp.

Ekonomiska styrmedel kan också ha formen av subventioner. Under förutsättning att subvention utbetalats per reducerad föroreningsenhet och att dess rätta storlek kan fastställas utan felallokering av investeringar i reduceringsteknik leder detta styrmedel fram till att det miljöpolitiska målet uppnås till lägsta kostnad. Som tidigare visats gäller detta under likartade förhållanden – god information om kostnader m. m. – även för andra styrmedel. Från kostnadsfördelningssynpunkt innebär subventioner att den miljöstörande verksamheten inte bär sina kostnader fullt ut. En del av dem övertas i stället av samhället.

Subventioner kan inte sägas vara överlägsna avgifter eller regleringar som styrmedel, men kan väljas då en annan kostnadsfördelning eftersträvas än en där förorenaren svarar för kostnaderna. Ett nära till hands liggande motiv är farhågor för sysselsättningsproblem om t. ex. en företagare skulle välja att lägga ner en verksamhet framför att vidta erforderliga miljöskyddsåtgärder. Orsakssammanhangen är dock ofta mer komplexa än ett direkt beroende miljövårdsåtgärder–sysselsättning, och lösningar med mera renodlade styrmedel, dvs. ett styrmedel för vart och ett av målen förbättrad miljö och bibehållen sysselsättning är ofta effektivare.[2] Subventioner av sysselsättningsskäl är också ett arbetsmarknadspolitiskt eller regionalpolitiskt styrmedel snarare än ett miljöpolitiskt.

Däremot förefaller det rimligt att subventionera utveckling och utprovning av nya miljösparande processer. Motivet härtill är att nya forskningsrön oftast kommer hela samhället till godo.

I den miljöpolitiska debatten om lämpliga styrmedel saknas en väsentlig del så länge metoder att bestämma och värdera olika miljöstörningar inte utvecklats mer än på mycket begränsade områden. Det är angeläget att utveckla sådana metoder som underlag såväl för beslut om miljöpolitiska mål som för val av lämpligaste styrmedel. Utredningen har i sin diskussion av olika styrmedel utgått från att informationen är begränsad. I framtiden behöver dock inte denna informationsbrist alltid råda, vilket kan leda till andra val av styrmedel. Den information som finns tillgänglig om bl. a. externa effekter och kostnaderna för att reducera utsläpp är, som framhållits, av betydelse för vilket styrmedel som är lämpligast.

Återställande av förstörd miljö

När det gäller naturmiljön innebär "återställa", "restaurera" inte ett fullständigt återskapande av tidigare, opåverkade förhållanden. Det får i stället uppfattas som att ett på något sätt påverkat område ställs i ordning så att det så nära som möjligt svarar mot det ursprungliga. En vidare tolkning är emellertid också möjligt, nämligen att ett förstört område ställs iordning, men ges delvis annan utformning och användning än den ursprungliga. Begreppet återställa kan alltså ha skiftande innebörd. Möjligen vore det rimligare att tala om att reparera.

Förutsättningen för att en återställande åtgärd skall vidtas måste vara att

[2] Som en randanmärkning kan påpekas att subventioner till miljöskyddsåtgärder inte kan garantera en helt oförändrad sysselsättning. Modernare, mindre miljöstörande processer är i många fall också mindre arbetskrävande.

den totala intäkten (nyttan) av åtgärden är större än den totala kostnaden för att genomföra den (totalkraven). Hur långt en återställande åtgärd skall drivas avgörs av de marginella intäkterna och kostnaderna.

Återställande åtgärder medför både intäkter och kostnader. Kostnaderna kan fördelas på åtminstone två olika kostnadsbärare. Kostnaderna kan bäras av dem som har nytta av att de återställande åtgärderna genomförs (intäktsfinansiering). Detta förutsätter emellertid att de som har nytta av en åtgärd är kända och möjliga att på något sätt debitera vissa kostnader. Kostnaderna kan också bäras av dem som, genom utsläpp el. dyl., gjort de återställande åtgärderna nödvändiga (förorenaren betalar).

I fråga om restaureringsbehov på grund av redan gjorda utsläpp har utredningen av flera skäl utgått ifrån att det i flertalet fall inte går att upprätthålla principen om att förorenaren skall betala. I stället måste intäktsfinansiering väljas. Då det gäller förutsebara återställningsbehov till följd av utsläpp eller andra ingrepp är det tänkbart att, som i fråga om t. ex. grustäkt, göra ett tillstånd beroende av att återställningsåtgärder garanteras. Här kan alltså principen om förorenarens kostnadsansvar tillämpas.

Vid intäktsfinansiering är det endast i undantagsfall möjligt att debitera just dem som har verklig nytta av att en restaurering genomföras. Restaureringsobjekten – en badsjö, landskapsbild el. dyl. – är kollektiva nyttigheter, och avgifter för användningen kan endast i undantagsfall tas ut (fiskekort). I stället får kollektiv finansiering med offentliga medel tillgripas. Det är därvid viktigt att intäkternas storlek och geografiska spridning kartläggs. Intäkternas storlek (dvs. nyttan av åtgärderna) används för att avgöra *om* dessa bör genomföras, medan intäkternas geografiska spridning används för att avgöra över vilken/vilka offentliga budgetar de skall finansieras.

Utredningen har valt restaurering av sjöar och vattendrag till utgångspunkt för sin diskussion om kostnadsfördelning och styrmedel i samband med återställande av förstörd miljö. Restaurering av en sjö kan leda till att det dels skapas förutsättningar för vissa redan förekommande aktiviteter till lägre samhällsekonomisk kostnad än tidigare, dels kan förutsättningar för helt nya aktiviteter eller produkter skapas. Dessa positiva effekter – intäkter – kan vara av lokal karaktär (kommunens badsjö), men de kan också vara nationella eller internationella (Hornborgasjön). Verksamheter som ger upphov till positiva externa effekter tenderar att vid privatekonomiskt grundade beslut få en omfattning som är mindre än den samhällsekonomiskt optimala eftersom de privatekonomiska intäkterna understiger de samhällsekonomiska. Beslut om restaureringsåtgärder måste därför, för att garantera en optimal omfattning, fattas på andra grunder än sådana som vilar på individuella beslut i en marknadsekonomi.

En traditionell organisationsform för beslut om verksamheter av detta slag är kommunen. Kommunala beslut om sådana åtgärder kan emellertid i vissa fall även förväntas leda till felaktiga restaureringsbeslut när effekterna har stor geografisk spridning. Då kan ett krav på en fullständig finansiering över den kommunala budgeten resultera i att kommunens vilja att genomföra en restaurering minskas, trots att projektet kan vara samhälsekonomiskt motiverat. En politik på riksnivå för att undvika detta är att använda subventioner som styrmedel. Principen för en sådan politik grundar sig på en modell för ersättning till kommunen för de postiva externa effekterna genom

att tillföra den ett motsvarande bidrag. Därigenom kan en samhällsekonomiskt optimal omfattning av verksamheten erhållas.

Statsbidrag och miljöpolitik

Problemen med bidrag – subventioner – har belysts med utgångspunkt i sjörestaurering. Det framgår bl. a. att ett bidragssystem med stark bindning till kostnader kan leda till felaktiga beslut. Dessa skulle kunna undvikas om bidragen i stället knöts till eventuella positiva externa effekter.

Det kommunala beslutet om att genomföra en restaurering av ett vattendrag grundas normalt på en undersökning av limnologiska förutsättningar, val av teknik och beräknade kostnader. Om ett bidragssystem tillämpas, som i genomsnitt innebär 50 procents bidrag per projekt, utgår kommunen i sin bedömning från en i stort sett halverad kostnad. Bidraget räknas i den kommunala kalkylen som en intäkt trots att det rör sig om en transferering som kanske inte alls eller endast delvis motsvaras av samhällsekonomiska intäkter. Detta kan leda till att samhällsekonomiskt icke lönsamma projekt bedöms som lönsamma i kommunen och därför genomförs. Det kan också medföra att en bidragskö bildas om anslagen för bidrag är begränsade. Åtgärder, som utan bidrag kanske skulle genomförts omgående uppskjuts i väntan på bidrag.

En bidragsgivning motsvarande eventuella positiva externa effekter skulle ge kommunen ett större incitament att hushålla med sina resurser på ett samhällsekonomiskt bättre sätt. Det skall poängteras att detta förutsätter att de kommunala myndigheterna har tillgång till ett beslutsunderlag som kan ge anvisningar om hur projektets kostnader förändras vid olika restaureringsgrader. De detaljerade kostnads- och intäktskurvorna från utredningens teoretiska exempel kommer dock i praktiken att motsvaras av ganska grova approximationer, där några punkter på kurvan och i bästa fall dennas huvudsakliga form är kända.

Svårigheterna i bedömningen av den samhällsekonomiska lönsamheten i ett restaureringsprojekt, såväl lokalt som nationellt, hänger samman med att de skapade nyttigheterna i de flesta fall är av kollektiv karaktär och därmed omöjlig att sälja på vanligt sätt. När så är fallet avviker det samhällsekonomiska värdet betydligt från det privatekonomiska, och kompletterande värderingsmetoder måste utnyttjas för en uppskattning av resursinsatsernas effekter och lönsamhet. Många av effekterna av en sjörestaurering är s. k. rekreationseffekter. Betydelsen av dessa är stor för flertalet restaureringsprojekt. De utgör huvuddelen av de observerade effekterna i flera undersökningar i USA. I kommunernas restaureringsplaner här i landet anges rekreation och friluftsliv som primär restaureringsanledning i ca tre fjärdedelar av planerade projekt.

Betydande intresse har i den ekonomiskt inriktade miljövårdslitteraturen ägnats åt att finna metoder att värdera de rekreationseffekter som saknar marknadspriser. De metoder som utvecklats kan hänföras till någon av tre huvudgrupper. Den första utgörs av metoder som baseras på en direkt uppskattad betalningsvillighet genom frågor till dem som använder rekreationsresursen. Metoden kan utformas på olika sätt, men alltid med risk att

realismen i svaren kan vara svår att fastställa. Den andra gruppen omfattar metoder som baseras på någon form av indirekt uppskattad betalningsvillighet. Utgångspunkten är där en kartläggning av nyttigheter som normalt marknadsförs och som står i viss relation till de rekreationseffekter som skall värderas. Marknaden för komplementvaror kan t. ex. studeras. De intäkter som genereras av miljöförbättringen kan också antas sprida sig till en marknad där prisförändringar kan observeras, t. ex. mark och byggnader. Den tredje gruppen metoder innebär ett rimlighetsresonemang om storleken på icke prissatta effekter i förhållande till kostnader och de intäkter som kan kvantifieras. T. ex. kan från de beräknade kostnaderna dras de effekter som kan värderas till marknadspriser. Den eventuella skillnad som då uppkommer ställs mot de icke prissatta effekter som projektet väntas ge upphov till.

Miljöpolitik i internationellt perspektiv

Slutsatserna av utredningens genomgång av frågor rörande internationella miljöproblem i internationellt perspektiv och internationella miljövårdsproblem kan sammanfattas enligt följande.

Oavsett ekonomiskt system i övrigt förutsätter en aktiv miljöpolitik i många fall en hög grad av centralisering. Detta hänger samman med miljövarornas kollektiva karaktär. Centralism på miljövårdsområdet behöver inte vara oförenlig med långtgående decentralisering av beslutsfattandet i övrigt om produktion och konsumtion av varor och tjänster. Behovet av central styrning av miljöpolitiken bör vara till fördel för samarbetet mellan länder med olika ekonomiska system.

Det är från miljösynpunkt inte alltid motiverat med samma produktnormer i samtliga länder med avseende på miljöfarliga produkter. Det gäller miljörisker som endast berör det land där varan används. En nationell miljöpolitik vad gäller sådana produktkrav står inte i konflikt med strävan att lösa internationella miljöproblem. Olika produktnormer i olika länder kan dock påverka den internationella handeln trots att alla produkter, som importeras eller tillverkas inom landet, möter samma produktkrav i ett visst land.

Det enskilda landet kan göra samhällsekonomiska vinster genom en nationell miljöpolitik utan att det föreligger någon internationell samordning i fråga om det miljöpolitiska målet. Om det är känt att även andra länder, med vilka konkurrens förekommer, avser att skärpa sin miljöpolitik, bör dock möjligheterna till en tidsmässig samordning undersökas för att omställningsproblem i görligaste mån skall undvikas. Med tanke på den internationella arbetsfördelningen bör också styrmedel som ger samma placering av kostnadsansvaret för miljövårdsåtgärderna väljas. Gemensamma principer för miljöpolitiken, som t. ex. principen om förorenarens kostnadsansvar bedöms därför som värdefulla.

Där miljöresurserna är gemensamma globalt eller för flera länder är det nödvändigt med gemensamma miljöpolitiska mål vad avser miljöresursernas kvalitet. I övriga fall bör utgångspunkten vara att det enskilda landet bestämmer sin miljökvalitet. Med hänsyn till spridningen över gränserna av

föroreningar kan dock detta vålla svårigheter, inte minst i fråga om fördelningen mellan länderna av miljövårdskostnaderna.

För Sveriges del innebär detta att det är angeläget att dels definiera vilka internationella miljöresurser som berör flera länder (däribland Sverige) och som bör ha en viss miljökvalitet, dels diskutera hur ett förorenande land (internationella föroreningar) skall ta hänsyn till miljökraven i det land som förorenas. Det förorenade landets miljöpolitiska målsättning, kompensationskrav från de inblandade länderna osv. är frågor som därvid bör behandlas.

Utredningens slutsatser av det samlade utredningsarbetet

Utformning av miljöpolitik

Utredningens slutsatser av det samlade utredningsarbetet hänför sig främst till kostnader, intäkter och styrmedel i miljöpolitiken samt till kostnadsfördelningsfrågor.

Målet för samhällets miljöpolitik som det uttrycks i bl. a. utredningens direktiv är att garantera alla en livsvänlig miljö, hejda miljöförstöringen och så långt möjligt återställa förstörd miljö. Detta skall göras med så små uppoffringar som möjligt. Det kan också uttryckas så att miljöpolitiken skall drivas på ett sådant sätt att intäkterna av insatta resurser blir så stora som möjligt. Uppskattningar av kostnader och intäkter samt resurstillgången bestämmer således utformningen av delmålen i miljöpolitiken.

Utredningen har i sin kartläggning av kostnader och intäkter funnit sådana av flera olika slag med varierande möjligheter att värdera i pengar. Kostnaderna består av uppoffringar, skador, olägenheter etc. En del av dem, t. ex. kostnader för en reningsanläggning, för reparation av en korrosionsskada, eller för kalkning av en sjö, kan direkt anges i pengar – monetärt. Andra kostnader består också av uppoffringar, men av resurser som är svårare att värdera, t. ex. hälsa, trivsel, estetiska värden och icke prissatta naturresurser. Att direkt ange ett monetärt värde på dessa kostnader – uppoffringar – är sällan möjligt, men genom metoder för indirekt värdering kan i vissa fall objektiv värdering i pengar göras av även sådana kostnader. Ett sätt att värdera kostnader som måste tillgripas då objektiva värderingsmetoder saknas är politiska värderingar. Motsvarande gäller för intäkter. De består således inte endast av inkomster i pengar av en viss åtgärd, utan av fördelar i form av god miljö, hälsa, trivsel, rekreationsmöjligheter, glädjen av en rik fauna och flora etc.

En någorlunda god uppfattning om kostnaderna för olika miljövårdsåtgärder är en nödvändig förutsättning för att samhällsekonomiska bedömningar av och prioriteringar mellan miljövårdsinsatser och mellan miljövårdsinsatser och andra investeringar skall kunna göras. Kännedom om kostnader för åtgärderna enbart är däremot inte tillräckligt för sådana bedömningar. De förväntade intäkterna av åtgärderna måste också vara kända. Dessa intäkter består till stor del av miljöskador som undviks eller skadad miljö som återställs genom de miljövårdande insatserna eller av positiva värden som bevaras eller skapas. Kunskaper om effekterna av olika miljöstörningar – föroreningsutsläpp, ingrepp i naturen etc. – och skyddsåt-

gärder är således centrala för en samhällsekonomiskt grundad miljövårdspolitik.

Svårigheterna att beräkna kostnader och intäkter beror dels på att tillräckliga kunskaper om effekterna i miljön av ett visst föroreningsutsläpp eller annat ingrepp ofta saknas, dels på att metoder att beräkna värdet av dessa effekter finns i än mindre utsträckning.

Stora resurser satsas och kommer att satsas på effektstudier vilket kommer att leda till ökade möjligheter till miljöeffektbeskrivningar i framtiden. Miljöförstöringens kostnader – och de intäkter det innebär att undvika dessa kostnader – kommer således att i ökad utsträckning kunna identifieras och beskrivas kvalitativt. I de samhällsekonomiska bedömningar som utgör grunden för beslut om miljöpolitikens inriktning kommer de emellertid att vägas mot miljövårdens kostnader, som huvudsakligen uttrycks monetärt. Det är därför viktigt att så långt möjligt redovisa miljöförstöringens kostnader i jämförbara termer och klart ange vilka poster som kunnat ges en sådan värdering. Utredningen anser att redan mycket grova uppskattningar av miljöpolitikens kostnadsposter oftast är bättre än inga alls. Betydelsefullt är också att samtliga kostnadsposter redovisas, även om deras värden inte kan anges monetärt.

Utredningen finner det angeläget att möjligheterna att uppskatta miljöpolitikens intäkter och kostnader väsentligt förbättras för att de önskvärda samhällsekonomiska avvägningarna skall kunna göras. Detta kräver kunskaper dels om de fysiska effekterna av föroreningsutsläpp och andra miljöeffekter, dels om hur dessa effekter skall värderas. En betydande del av miljövårdsforskningen satsas och kommer att satsas på problem kring de fysiska effekterna. Utredningen anser att den bör kompletteras med forskning och utvecklingsarbete rörande samhällsekonomisk värdering av dessa effekter och av konsekvenser i övrigt av miljöpolitiska åtgärder.

I avsaknad av möjligheter att monetärt ange direkta och indirekta kostnader och intäkter av en miljöstörning, måste denna värdering göras politiskt utifrån tillgängliga kvalitativa effektbeskrivningar. Det politiska beslutet innebär att ekonomiska vikter läggs på de faktorer där objektiv värdering saknas. Även med betydligt mer utvecklade metoder än dagens för en mera objektiv värdering av olika komponenter i beslutsunderlaget kommer stora områden att finnas kvar där sådana politiska värderingar måste göras.

Dessa politiska värderingar får framför allt göras i form av övergripande miljöpolitiska beslut. Utredningen bedömer att miljövården i framtiden kan väntas bli ställd inför svårare prioriteringsproblem än tidigare, framför allt på grund av att uppmärksamheten i ökande utsträckning måste riktas mot de mera långsiktiga och därmed ofta också mera svårgripbara miljöstörningarna. Tillsammans med kravet på samhällsekonomiska avvägningar även gentemot andra samhällssektorer visar detta enligt utredningens uppfattning klart på behovet av en långsiktig miljöpolitik. En långtidsplanering på miljövårdsområdet ger ett instrument för att ställa samman och utvärdera tillgängliga kunskaper om miljöeffekter och värderingen av dem, tekniska och andra möjligheter att motverka negativa effekter etc. som underlag för beslut om miljöpolitikens inriktning. Resultatet av detta arbete blir en plan över den miljöpolitik som skall föras.

Kommittén för riktlinjer för den framtida naturresurs- och miljöpolitiken, som tillsattes i början av 1978, har enligt sina direktiv som en väsentlig uppgift att finna lämpliga former för ett planeringssystem på miljövårdsområdet.

Syftet med långtidsplaneringen är att ge underlag för övergripande politiska beslut om miljövårdspolitikens inriktning under kommande planeringsperiod och för miljövårdsområdets avstämning gentemot andra samhällssektorer. Planeringen bör omfatta hela miljövårdsområdet, dvs. naturvård, miljöskydd, produktkontroll samt rekreation och friluftsliv. Den bör innehålla följande huvudmoment:

- redovisning av det aktuella läget inom miljö och miljövård som utgångspunkt för vidare åtgärder
- identifiering och beskrivning av långsiktiga miljöproblem
- redovisning av olika möjligheter att lösa dessa problem och kostnader för dessa åtgärder
- redovisning av alternativa åtgärdsplaner för olika miljövårdsområden inklusive konsekvensbeskrivningar med avseende på såväl effekter i miljön som budgetmässiga och samhällsekonomiska kostnader.

Utredningen har funnit det önskvärt att den långsiktiga miljövårdsplaneringen blir en integrerad del av det löpande miljövårdsarbetet. En mycket viktig utgångspunkt för planeringsarbetet är enligt utredningens uppfattning en utvärdering av den hittills bedrivna miljöpolitiken. På samma sätt måste uppföljning och utvärdering av planernas genomförande utgöra ett centralt inslag i det fortsatta planeringsarbetet.

Miljöpolitiska styrmedel

Genomförandet av miljöpolitiken kräver styrmedel. De mest använda styrmedlen är regleringar. I ett fåtal fall, som t. ex. i fråga om svavelhalten i bränslen och blyhalten i bensin används generella regleringar. I allmänhet sker emellertid regleringen av miljöstörande verksamhet etc. genom prövning och föreskrifter om villkor i det enskilda fallet. Ekonomiska styrmedel förekommer nästan uteslutande i form av subventioner.

Problemen vid val av styrmedel hänger samman med att de har olika effektivitet och medför olika kostnader att använda. Såväl regleringar som avgifter har ekonomiska konsekvenser – kostnader – för de styrda. Kostnaderna fördelas emellertid på skilda sätt för olika styrmedel. Styrmedel måste sålunda väljas dels med hänsyn till effektiviteten, dels med hänsyn till den kostnadsfördelning som betraktas som önskvärd.

Med hänsyn till arten av flertalet av de problem miljöpolitiken är inriktad på och till de olika för- och nackdelar hos olika styrmedel som framkommit under utredningsarbetet har utredningen funnit att reglering i det enskilda fallet alltjämt måste vara det grundläggande styrmedlet. Generella styrmedel (regleringar eller avgifter) kan i vissa fall vara användbara, främst för att angripa nationella eller regionala föroreningsproblem. De måste dock oftast kompletteras med åtgärder i det enskilda fallet för att lösa lokala problem. Exempel härpå är lagstiftningen om svavelhalt i bränslen, som måste kompletteras med tillståndsprövning för stora bränsleförbrukare och

planering av uppvärmningen i tätorter.

Generella styrmedel är således användbara och lämpliga i de fall t. ex. totala utsläppsmängder skall reduceras och det saknar betydelse var reduktionen sker – det råder utbytbarhet mellan utsläppsreduktionerna. Ett exempel på full utbytbarhet är utsläppen av freoner som påverkar ozonlagret i atmosfären.

Generella, bindande normer är inte lämpliga då det gäller lokala problem, eftersom de inte möjliggör hänsynstagande till speciella, lokala förhållanden.

De begränsningar som gäller för generella regleringar gäller även för generella avgifter.

Utredningen anser däremot att vägledande riktlinjer är värdefulla komplement till den enskilda prövningen. Denna typ av riktlinjer motiveras inte av utbytbarhet mellan utsläppsreduktionerna, utan av likartade förhållanden.

Ett allvarligt problem i miljöpolitiken är de s. k. överutsläppen. Genom olyckshändelser, oaktsamhet etc. sker utsläpp utöver de i tillståndsbeslut medgivna mängderna. Dessa utsläpp förorsakar samhället kostnader i form av miljöstörningar, obehag för kringboende etc. Utredningen anser det nödvändigt med skärpta åtgärder för att komma till rätta med detta förhållande dels i form av utbyggd tillsyn och skärpt tillämpning av befintlig lagstiftning, dels i form av särskild avgift på överutsläpp. Avgiften bör utgå i administrativ ordning i samtliga de fall då överutsläpp konstaterats, oavsett om överutsläppet berott på uppsåt, oaktsamhet, olyckshändelse eller haft annan orsak. Avgiften har till främsta syfte att göra det direkt olönsamt att överskrida fastställda utsläppsgränser och lönsamt att med olika medel öka driftsäkerhet och kontroll i reningsanläggningar och processer. Den är däremot inte avsedd att ersätta den straffpåföljd som skall följa på utsläpp genom uppsåt eller oaktsamhet. Inte heller ersätter den skadestånd för skada på egendom eller person. Avgiften måste bestämmas så att den blir minst så hög som kostnaderna för att innehålla motsvarande mängd föroreningar. Det får således inte bli ekonomiskt lönsamt att ens för en kortare period välja utsläpp mot avgift i stället för de föreskrivna miljöskyddsåtgärderna. Genom de kostnadskalkyler som görs i samband med tillstånds- eller dispensprövning bör det vara möjligt att ungefär beräkna avgiftens storlek.

En vanlig invändning mot avgifter på utsläpp är att sådana skulle innebära att förorenare kan köpa sig rätten att förorena. Enligt utredningens uppfattning kan ett avgiftslöst system sägas innebära att förorenare får tillstånd att göra utsläpp gratis trots att även dessa tillåtna utsläpp medför kostnader för samhället. Om principen att den som utnyttjar naturresurserna också skall betala för detta skall hävdas fullt ut aktualiseras avgifter på s. k. restutsläpp.

Utredningen har studerat problemen med att fastställa en sådan avgift och konstaterat att sådana värderingsmetoder som skulle behövas som underlag för ett system med avgifter på restutsläpp inte finns till förfogande. Till skillnad från en avgift på överutsläpp kan en avgift på restutsläpp inte beräknas alltför schablonmässigt. För att en restutsläppsavgift skall kunna upplevas som någorlunda rättvisande måste den stå i god proportion till den faktiska miljöbelastningen. På grund av dessa svårigheter har utredningen inte tagit upp denna typ av avgift bland sina förslag. Utredningen under-

stryker emellertid det angelägna i att principen om fullt kostnadsansvar för utnyttjande av naturresurser får utgöra en utgångspunkt i det fortsatta miljöpolitiska arbetet.

Enligt utredningens uppfattning bör för ianspråktagande av naturmiljön i princip gälla samma villkor som för övriga produktionsfaktorer, nämligen att ersättning skall lämnas för de uppoffringar som görs. Överutsläpps- och restutsläppsavgifter har i olika grad styrande effekt. De utgör en väg att informera om den samhällsekonomiska värderingen av miljöförstöringens kostnader[3] och få in dessa i de företagsekonomiska kalkylerna. Samtidigt innebär de att kostnaderna för ianspråktagandet av miljön i ökad utsträckning får bäras av dem som tar den i anspråk. Från kostnadsfördelningssynpunkt måste emellertid påpekas att de kostnader i form av miljöstörningar och andra olägenheter som de avgiftsbelagda utsläppen medför alltjämt också bärs av dem som drabbas. Teoretiskt skulle de drabbade kunna kompenseras med de inbetalade avgifterna. I praktiken är det däremot i stort sett omöjligt att identifiera dem och deras olägenheter av olika delar i den totala föroreningsbilden och värdera dessa olägenheter.

Kostnadsfördelning

Vägledande för utredningens arbete, liksom för miljövårdspolitiken hittills har varit principen om att förorenaren skall betala (PPP). Sedan statsbidragen till miljöskyddsåtgärder inom industrin i stort sett upphört, tillämpas PPP också i stor utsträckning med avseende på kostnaderna för miljöskyddsåtgärder. Statsbidrag utgår dock alltjämt till kommunala avloppsreningsverk.

En utsträckning av förorenarens kostnadsansvar till att avse flera av de kostnader som förorsakas av att miljöstörande verksamhet bedrivs, får olika effekt, beroende på vilka kostnader som väljs. Om kostnadsansvaret utsträcks till att gälla myndighetskostnaderna, dvs. kostnaderna för prövning, tillsyn, forskning och undersökning blir resultatet i första hand enbart en omfördelning av kostnaderna. Om förorenaren åläggs att betala för överutsläpp och restutsläpp blir resultatet främst en styrande effekt.

Utredningen anser att det från kostnadsfördelningssynpunkt är lämpligt att belägga tillståndsprövning och tillsyn enligt miljöskyddslagen med avgifter för att täcka de direkta myndighetskostnaderna för denna verksamhet. Till dessa kostnader bör även föras forsknings- och undersökningsverksamhet som erfordras för behandling av sådana frågor. En omläggning enligt samma principer av de registreringsavgifter som utgår enligt lagen om hälso- och miljöfarliga varor bör också övervägas.

Enligt utredningens uppfattning bör en prövnings- och tillsynsavgift kunna införas inom en relativt kort tid. Efter ett principbeslut om en sådan avgift återstår arbete med utformning i detalj av avgiften, t. ex. noggrannare kostnadsberäkningar och fastställande av olika avgiftsklasser samt utarbetande av uppbördssystem.

Utredningen har i sin diskussion av styrmedel av flera skäl tagit avstånd från en mera generell användning av subventioner, men anser att de kan vara befogade i vissa situationer. I de fall det är angeläget att föra ut information om att vissa åtgärder vanligen är lönsamma att genomföra kan bidragsgivning

[3] Överutsläppsavgifterna är dock mindre hårt kopplade till värdet av de externa effekterna än restutsläppsavgifterna.

i vissa fall fungera som ett informationsmedel. Andra skäl för bidragsgivning kan vara att de subventionerade åtgärderna även ger intäkter i form av positiva externa effekter som t. ex. kunskaper och erfarenheter som kan nyttiggöras vid andra företag av liknande slag. Subventioner till försöksanläggningar är därför enligt utredningens uppfattning motiverade. Samma uppfattning gäller för återställning av förstörd miljö, som har positiva effekter utanför kommungränserna, t. ex. försöksprojekt där kunskap görs tillgänglig för landet som helhet, projekt av riksintresse – ofta projekt av vetenskaplig karaktär, eller då prioriteringar mellan projekt måste göras för landet som helhet. Subventionen kan då ses som betalning för något samhället önskar få utfört. Subventioner till miljövårdsåtgärder av sysselsättnings- och regionalpolitiska skäl kan också vara befogade. Subventionen utgör emellertid då inte ett miljöpolitiskt styrmedel utan ett regionalpolitiskt.

Utredningens ställningstaganden och förslag

Sammanfattning

De slutsatser utredningen dragit av sina olika studier och remissbehandlingen av dem har lett fram till dels ett antal preciserade förslag, dels rekommendationer och synpunkter som det enligt utredningens uppfattning är angeläget att beakta och vidareutveckla i det fortsatta miljöpolitiska utredningsarbetet.

Utredningens direkta förslag omfattar

främjande av forskning rörande samhällsekonomisk värdering av miljöpolitikens kostnader och intäkter,

införandet av en särskild avgift på överutsläpp som komplement till den tillståndsprövning som även fortsättningsvis föreslås vara det centrala styrmedlet,

längre gående tillämpning av principen om förorenarens kostnadsansvar genom införande av en prövnings- och tillsynsavgift, bestående av en engångsdel och en årlig del.

Utredningen avvisar specialdestination av de medel som tas in via de föreslagna avgifterna.

I sin genomgång av styrmedel har utredningen funnit övervägande skäl tala mot en mera generell användning av subventioner.

Utredningen har också under sitt arbete blivit övertygad om behovet av en långtidsplanering av miljövårdsarbetet. Utredningen har därvid avsett politiskt fastställda, övergripande långtidsplaner för avvägningar mellan miljövårdskrav och behovet inom andra samhällssektorer och för avvägningar mellan miljövårdens olika områden.

Under våren 1978 tillsattes en kommitté för att utarbeta riktlinjer för den framtida naturresurs- och miljöpolitiken. En central uppgift för denna kommitté är att utarbeta ett system för långsiktig planering på miljövårdsområdet. Utredningen har därför begränsat sig till att redovisa sin syn på syftet med en sådan planering, och de krav som utredningen under sitt arbete funnit väsentliga. Utredningen vill dock framhålla det angelägna i att en långtidsplanering av det slag utredningen förordat kan inledas snart.

Utredningen har i sina diskussioner om styrmedel och om tillämpning fullt

ut av principen om förorenarens kostnadsansvar behandlat frågan om avgifter på restutsläpp, men inte lagt fram förslag om en sådan avgift eftersom sådana värderingsmetoder saknas som skulle behövas som underlag för ett system med avgifter på restutsläpp. Utredningen anser det dock angeläget att hithörande problem uppmärksammas i det fortsatta miljöpolitiska arbetet.

Genomförande

Genomförandet av utredningens förslag har olika tidsdimensioner. Den miljöekonomiska forskningen bör inledas omedelbart. Detsamma gäller förberedelsearbetet för prövnings- och tillsynsavgiften samt den särskilda avgiften på överutsläpp. Införandet av avgifterna, däremot, kräver en viss övergångstid, med hänsyn till dels den detaljutformning som återstår att göra, dels den tid för anpassning till nya förhållanden som krävs för att övergångsproblemen skall bli så små som möjligt.

Utredningen har inte lagt fram något konkret förslag om organisationen av den miljöekonomiska forskningen, men har redovisat de utgångspunkter som bör gälla och pekat på ett för en femårsperiod anvisat anslag via t. ex. anslaget för miljövårdsforskning som en möjlig väg. Utredningen har beräknat de årliga personalkostnaderna för den föreslagna miljöekonomiska forskningsverksamheten till 0,7 miljoner kronor i 1978 års kostnadsläge.

Den föreslagna prövnings- och tillsynsavgiften bör kunna införas på relativt kort sikt. Det arbete med detaljutformning som krävs bedömer utredningen kunna slutföras på 1 à 1 1/2 år. Det omfattar bl. a. en noggrannare kostnadsberäkning än den utredningen genomfört.

Utredningen föreslår att principbeslut fattas om att införa avgift på prövnings- och tillsynsverksamhet enligt miljöskyddslagen, lagen om hälso- och miljöfarliga varor samt 3 § lagen om förbud mot dumpning av avfall i vatten och att naturvårdsverket i samarbete med övriga berörda myndigheter ges i uppdrag att utarbeta förslag till avgiftssystem.

Förslaget om särskild avgift på överutsläpp kräver längre tid för sitt genomförande. Med hänsyn till det arbete som erfordras för att utforma ett sådant system, den föreslagna anknytningen till riktlinjearbetet samt den övergångsperiod som är nödvändig bör en 3–5-årsperiod beräknas för genomförandet.

Utredningen föreslår att principbeslut fattas om införandet av avgift på överutsläpp och om ungefärlig tidpunkt för dess genomförande, samt att arbetet med att utforma avgiftssystemet omedelbart inleds. Med hänsyn till detta arbetes mera långsiktiga karaktär samt dess anknytning till såväl miljöforskning som naturvårdsverkets riktlinjearbete samt miljöekonomisk forsknings- och utvecklingsverksamhet föreslår utredningen att naturvårdsverket i samarbete med övriga berörda myndigheter skall svara för utvecklingen av systemet.

Konsekvenser

Utredningens förslag syftar till att de totala samhällsekonomiska kostnaderna för miljöpolitiken skall minskas genom att val av mål och medel efter hand görs med bättre kännedom om miljöpolitikens olika kostnader och intäk-

ter.

En av utredningens grundtankar har varit att ianspråktagandet av resurser i form av miljö på samma sätt som då det gäller kapital och arbetskraft bör belasta den aktuella verksamheten som en kostnad. Samtliga produktionsfaktorer har ett alternativvärde. Denna inställning, som innebär en ökad jämställdhet mellan olika produktionsfaktorer i fråga om ersättningen för deras utnyttjande, kan i vissa fall leda till problem för de verksamheter som på detta sätt får sin kostnadsbild förändrad. Genom den föreslagna övergångstiden bör dock dessa problem kunna bemästras. Det bör dessutom påpekas att de samhällsekonomiska omställningskostnader som kan uppkomma bör ses mot bakgrund av framtida intäkter till följd av minskade miljöstörningar.

Utredningens förslag kommer att påverka statsfinanserna genom att både inkomster och utgifter skapas. Utredningen bedömer att de statsfinansiella intäkterna från tillsyns- och prövningsavgiften kommer att ligga i storleksordningen 100 milj. kronor. På utgiftssidan har beräknats 0,7 milj. kronor för den föreslagna miljöekonomiska forskningen. Därtill kommer kostnader för ökad tillsynsverksamhet, vars omfattning utredningen dock inte tagit ställning till.

1 Utredningsuppdraget och arbetets uppläggning

1.1 Inledning

Miljövårdsdebatten och det omfattande utrednings- och lagstiftningsarbetet under 1960-talet resulterade mot slutet av årtiondet i avsevärt förbättrade organisatoriska och lagliga möjligheter att angripa miljöproblemen. Statens naturvårdsverk inrättades som ett centralt organ inom hela naturvårdsområdet. För den regionala tillsynen inrättades naturvårdsenheter vid länsstyrelserna. Miljövårdsforskningen samlades och fick ökade resurser. Miljöskyddslagen, som trädde i kraft 1969, innebar nya eller skärpta krav på industri, jordbruksföretag och kommuner att förebygga miljöstörningar genom utsläpp av föroreningar, buller m. m. Det stod klart att stora investeringar i reningsutrustning, processändring, återställningsarbeten osv. skulle komma att krävas.

För att skynda på utvecklingen ändrades redan 1968 reglerna för statsbidrag till kommunala vatten- och avloppsanläggningar till att avse enbart avloppsreningsverk. Bidragets storlek knöts till reningsgrad, varvid minst biologisk rening krävdes för att bidrag alls skulle ges. Statsbidrag användes också för att stimulera till erforderliga miljövårdsåtgärder inom sådan industri som redan var i drift då miljöskyddslagen trädde i kraft. Bidragsmöjligheten tidsbegränsades. Nytillkommande industrianläggningar med möjligheter att ta in även miljövårdskostnaderna i den ursprungliga kalkylen förutsattes själva helt svara för dessa kostnader enligt principen att den som förorenar också skall betala för att förhindra föroreningar.

Målet för miljövårdspolitiken omfattar även återställande av förstörd natur. Medel avsattes för statsbidrag till försöksverksamhet och metodutveckling för restaurering av starkt förorenade sjöar. Någon generell bidragsgivning till återställning av sjöar och vattendrag planerades emellertid inte.

De kraftigt ökade miljövårdskostnader som kunde förutses som ett resultat av den nya lagstiftningen gav snart upphov till en debatt om hur dessa skulle fördelas mellan stat, kommun och industri. Redan 1969 restes i en riksdagsmotion krav på utredning om fördelningen av miljövårdskostnaderna mellan stat och kommun. Året därpå framfördes farhågor för industrins internationella konkurrenskraft vid alltför betungande miljövårdskrav. Krav på utredning om principerna för kostnadsansvarets fördelning återkom 1971. Riksdagen beslöt då hemställa om utredning och förslag till kostnadsfördelning mellan det allmänna och enskilda i fråga om åtgärder i miljöbevarande och miljöförbättrande syfte.

Regeringen tillkallade i november 1971 en särskild utredning om kostnaderna för miljövården, som gavs mycket vidsträckta direktiv. Dessa återges i det följande.

1.2 Utredningens direktiv m. m.

Direktiven för utredningen framgår av ett anförande till statsrådsprotokollet den 29 oktober 1971 av dåvarande chefen för jordbruksdepartementet, statsrådet Bengtsson. Denne erinrade om att skyddet av den yttre miljön under senare år alltmer blivit en central samhällsuppgift. Betydande insatser har gjorts för att motverka miljöförstöringen. Också i fortsättningen kommer det att bli nödvändigt med kraftfulla åtgärder inom miljövårdsområdet. En god miljö är en del av levnadsstandarden. Kostnader för miljöförbättringar får därför ses som kostnader för att höja denna standard. Härav följer emellertid också att avvägningar måste göras mellan miljövårdens krav och andra viktiga samhällsintressen.

Målet för samhällets miljövårdspolitik är enligt direktiven att garantera alla en livsvänlig miljö. Miljöförstöringen måste därför hejdas och förstörd miljö så långt möjligt återställas. Detta kräver samverkan mellan stat, kommun, näringsliv och enskilda. Det är statsmakternas uppgift att ange målet för samhällets miljövårdspolitik samt att anvisa lämpliga medel för att nå målet. Det främsta medlet i miljövårdsarbetet är en effektiv lagstiftning. På olika områden har en sådan redan tillkommit. En administrativ apparat har också byggts upp för utredningsverksamhet, lagtillämpning och kontroll. Lagstiftningen har kompletterats med ekonomiskt stöd för att stimulera kommuner och industrier till miljövårdande åtgärder.

Som underlag för framtida ställningstaganden inom miljövårdsområdet behövs ökade kunskaper om bl. a. de ekonomiska konsekvenserna av olika åtgärder. Det är därvid i första hand av värde att få en närmare uppfattning om storleken av de kostnader som olika miljövårdande åtgärder medför. 1970 års långtidsutredning har gjort ett försök att kartlägga de planerade miljövårdsinvesteringarnas omfattning för perioden 1971–1975. Enligt de enkäter som genomfördes hos både industrier och kommuner skulle investeringarna uppgå till 4,4 miljarder kronor under perioden. En sådan ökning av insatserna på miljövårdsområdet skulle enligt långtidsutredningens bedömning ta i anspråk en inte oväsentlig del av de av utredningen beräknade resurstillskotten i den svenska ekonomin under denna period. I fortsättningen anförde statsrådet Bengtsson bl. a.

> Långtidsutredningens resultat när det gäller miljövårdsinsatserna är emellertid delvis osäkra och täcker inte hela miljövårdsområdet. Utredningen har inte heller haft möjligheter att belysa frågan om hur miljöns kvalitet påverkas av de planerade insatserna. Utredningens resultat får därför anses vara av begränsat värde som underlag för de prioriteringar av olika insatser som är av avgörande betydelse för ett framgångsrikt miljövårdsarbete.
>
> Genom att naturresurser som luft och vatten tidigare kunnat utnyttjas fritt har de skador som följt av detta utnyttjande ofta kommit att belasta andra än dem som förorsakat skadorna. Samhället har i olika fall i efterhand fått ta på sig ansvaret för kostnaderna för att återställa förstörd miljö. De negativa konsekvenserna av förorenade

vattendrag och ohälsosam luft har drabbat individer och producenter som själva inte har förorsakat miljöskadorna. Sådana effekter måste förebyggas. Som en huvudprincip måste därför gälla att den som tar i anspråk naturresurser skall bära de kostnader som är förenade med de åtgärder som krävs för att vidmakthålla en god miljö.

Förorenarens kostnadsansvar har av olika skäl inte ansetts kunna komma till en fullständig och omedelbar tillämpning. Vissa avsteg från principen har sålunda synts motiverade. Med hjälp av statliga stödåtgärder har kommuner och industrier stimulerats att vidta reningsåtgärder. Bidrag utgår sålunda till byggande av kommunala avloppsreningsverk. Bidraget utgår med hänsyn till reningsgraden med lägst 30 och högst 50 % av kostnaden. För budgetåret 1971/72 får bidrag till detta ändamål beviljas med totalt 80 milj. kronor.

Bidrag utgår också till vatten- och luftvårdande åtgärder inom industrin. Sådant bidrag kan utgå med högst 25 % av kostnaderna för reningsåtgärderna. Stödet är avsett för äldre industrianläggningar. När dessa anläggningar kom till ingick i kalkylerna inte kostnaderna för vatten- och luftvårdande åtgärder. I vissa fall kan bidrag utgå även till nya industrier. Bidragen beräknas utgå under en femårsperiod med totalt 250 milj. kronor.

En annan form av bidrag inom miljövårdspolitiken är de statliga medel som utgår till kommuner för förvärv av värdefulla naturområden. Vidare utgår ersättningar till markägare vid säkerställande av sådana områden. Staten har också i betydande omfattning förvärvat sådana områden. Under åren 1963–1971 har staten satsat totalt ca 50 milj. kronor för att säkerställa olika former av naturområden. Statsbidrag lämnas också till kommuner och organisationer för uppförande av anläggningar för idrott och friluftsliv.

Kraven på ökade resurser för miljövård och de därmed sammanhängande prioriteringsproblemen samt frågan om fördelningen av kostnadsansvaret för olika miljövårdande åtgärder kommer att kräva ökad uppmärksamhet under de närmaste åren. Med hänsyn härtill är det enligt min uppfattning angeläget att miljövårdsinsatsernas ekonomiska förutsättningar och konsekvenser i skilda avseenden närmare undersöks. Särskilda sakkunniga bör därför tillkallas för utredning rörande kostnaderna för miljövården. Med miljövård avser jag i detta sammanhang vården av den yttre miljön i vid bemärkelse.

En väsentlig uppgift för de sakkunniga bör enligt direktiven vara att översiktligt kartlägga vilka kostnader som är förenade med olika åtgärder inom miljövårdens område. Beräkningar av det totala resursbehovet för miljövården kommer med nödvändighet att bli relativt osäkra. Sådana beräkningar bör därför, i den mån det bedöms angeläget, kunna kompletteras med mera ingående studier rörande vissa delfrågor av särskild betydelse. En viktig delfråga är att undersöka tillgängliga tekniska produktionsmetoder i från miljösynpunkt intressanta industribranscher. En kartläggning av de kostnader som är förenade med olika krav på reduktion av förorenande utsläpp bör göras. Dessa kostnader bör studeras för såväl helt nya som för äldre anläggningar samt för anläggningar av olika storlek. Kartläggningen av miljövårdskostnaderna bör ske med utgångspunkt i det tidigare angivna målet för samhällets miljövårdspolitik nämligen att hejda miljöförstöringen och så långt möjligt återställa förstörd miljö. Denna allmänna princip är konkretiserad i de normer rörande högsta tillåtna utsläpp av olika föroreningar som fastställs med stöd av miljöskyddslagen. De mål som på detta sätt angivits av statsmakterna bör självfallet nås med så små uppoffringar som möjligt. Att närmare analysera de här avsedda kostnadsförhållandena är ett viktigt led i kartläggningsarbetet.

Det är av stor betydelse att de frågor som rör avvägning och prioritering mellan olika åtgärder, kan belysas. Detta innebär att inte bara kostnaderna utan också effekten av olika insatser behöver studeras. De sakkunniga bör i detta sammanhang kartlägga vilka metoder som finns för att mäta effekterna av olika miljövårdsåtgärder.

Inom ramen för en kartläggning av de totala miljövårdskostnaderna bör som jag tidigare framhållit också fördelningen av kostnaderna mellan stat, kommun, näringsliv och enskilda studeras. De sakkunniga bör söka belysa hur en kostnadsfördelning som på lämpligt sätt beaktar såväl allmänna som enskilda intressen bäst skall kunna uppnås.

Utgångspunkten för denna prövning bör vara att den som bedriver miljöfarlig verksamhet skall svara för kostnaderna för de åtgärder som krävs för att miljöskador skall kunna repareras. Endast när det är befogat av speciella omständigheter bör denna princip frångås. Det bör emellertid beaktas att det kan medföra omställningsproblem för skilda verksamheter och näringar om denna princip omedelbart skulle tillämpas fullt ut. Därvid skulle övergångsvis svårigheter kunna uppstå att uppfylla andra samhällsekonomiska mål. Bland de särskilda frågor som bör undersökas i detta sammanhang är bl. a. på vilket sätt de nuvarande svenska miljövårdskraven och en ytterligare skärpning av dessa krav kan tänkas påverka industrins produktionskostnader och därmed dess internationella konkurrensmöjligheter. Ett annat problem som bör uppmärksammas är att såväl miljöförstöring som vissa miljövårdsåtgärder i en del fall kan leda till minskade utkomstmöjligheter för enskilda. En speciell fråga är också hur kostnaderna skall bestridas vid återställande av redan skadad miljö. Att i efterhand finna den som är ansvarig för att vissa skador uppstått ställer sig i regel svårt. Ett annat problem som måste lösas är kostnadsfördelningen mellan kommuner vid sanering av skadad miljö, t. ex. förorenade sjöar och vattendrag, som berör flera kommuner.

I detta sammanhang bör erinras om att frågor rörande ersättningar till markägare i samband med att mark säkerställs för naturvårdsändamål behandlas i annat sammanhang. De framtida kostnaderna och kostnadsfördelningen i detta avseende bör därför inte behandlas av de sakkunniga.

De sakkunnigas prövning när det gäller kostnadsfördelningen bör avse även frågor rörande vilka metoder som bör användas för att uppnå den kostnadsfördelning som är bäst ägnad att främja de syften som tidigare berörts. Det gäller sålunda att kunna nå de uppsatta målen till så låga kostnader som möjligt samtidigt som förorenaren får bära dessa kostnader. De lagstiftningsåtgärder som vidtagits har inneburit att den som vill utnyttja naturresurser också skall ta på sig kostnaderna för att skydda dessa resurser. Ytterligare medel som kommit till användning för att styra kostnadsfördelningen är olika slag av ekonomiska stödåtgärder. Inriktningen och omfattningen av dessa bör ses över av de sakkunniga. Därvid bör bl. a. prövas frågan om att omfördela eller utsträcka stödet till andra områden, t. ex. avfallshantering.

Vad jag nu anfört motsvarar de önskemål om utredning angående kostnadsfördelning mellan det allmänna och enskilda i fråga om åtgärder i miljöbevarande och miljöförbättrande syfte som 1971 års riksdag framfört (JoU 1971:17, rskr 1971:67).

Under senare år har miljövårdspolitikens medel debatterats i olika sammanhang. De medel som hittills använts har som tidigare nämnts främst varit lagstiftning och ekonomiska stödåtgärder. Från vissa håll har framhållits att även olika former av avgifter på miljöfarlig verksamhet bör prövas. De sakkunniga bör – mot bakgrund av de mål som gäller för miljövårdspolitiken – analysera effekterna av olika avgiftssystem och de problem som är förenade med sådana system. Vid prövningen bör de sakkunniga utgå från att lagstiftningen liksom hittills bör vara det grundläggande instrumentet i miljövårdspolitiken.

De sakkunniga bör vara oförhindrade att pröva även andra frågor som sammanhänger med de problem jag här berört. Resultatet av de sakkunnigas arbete bör, om så visar sig lämpligt, kunna redovisas i form av delrapporter.

Sedan utredningens arbete pågått en tid beslutade riksdagen i februari 1973 att införa en avgift på vissa dryckesförpackningar. Avgiftens primära syfte var att bidra till att täcka kostnaderna för det prisstopp på livsmedel, som införts månaden innan. Antaganden om vissa miljöpolitiska effekter spelade emellertid också in i den s. k. trepartiöverenskommelsen om bl. a. avgiften. Överenskommelsen låg till grund för avgiftsförslaget. Riksdagens skatteutskott fann emellertid vid sin behandling av detta att den föreslagna avgiften skulle innebära en radikal ändring av förutsättningarna för verksamheten i främst förpacknings- och dryckesindustrin. Utskottet föreslog en mera neutral utformning av avgiften. Först efter en allsidig utredning från miljöpolitisk synpunkt om syfte med och effekter av olika styrmedel på förpackningsområdet kunde enligt utskottets mening ställning tas till avgiftens fortbestånd och slutliga uformning. Utskottet anförde bl. a. följande[1]

> Utskottet vill emellertid samtidigt understryka att den nu förordade avgiften bör betraktas som ett provisorium och att den därför bör kunna omprövas så snart den kan anses ha fyllt sin uppgift som ett led i finansieringen av prisstoppet för vissa livsmedel. Om avgiften därefter skall bestå, bör enligt utskottets mening mera vara en fråga av miljöpolitisk natur än en skattefråga. Det är emellertid angeläget att frågan om avgiftens eventuella framtida utformning med hänsyn till miljövårdseffekterna tas upp till prövning i god tid. Utskottet förutsätter därför att utredningen (Jo 1971:08) rörande kostnaderna för miljövården får i uppdrag att skyndsamt utreda verkningarna av den nu föreslagna avgiften samt överväga det framtida behovet och utformningen av en särskild emballageavgift. Utredningen bör därvid vara oförhindrad att även pröva möjligheten att differentiera avgiften för att tillgodose miljövårdsaspekterna. I en differentiering inbegriper utskottet även fullständig avgiftsbefrielse för förpackningar som utredningen finner särskilt miljövänliga. Det bör emellertid samtidigt understrykas att de från miljövårdssynpunkt önskvärda förändringarna måste vägas mot de närings- och sysselsättningspolitiska effekterna därav, så att inte konkurrensrubbningar, monopolsituationer eller andra icke önskvärda resultat blir följden av förslagen.

Utskottets anförande har legat till grund för utredningens studie av förpackningsavgiftens effekter och dess vidare arbete med frågor rörande förpackningar och miljövård.

1.3 Uppläggningen av utredningsarbetet i stort

Utredningsuppdraget spänner över ett mycket brett fält. Åtgärder för att bevara en god miljö är en del i snart sagt allt samhällsbyggande. Uppdragets genomförande kräver därför såväl breda översikter som fördjupade analyser. Utredningen fann under sitt programarbete att en ganska hård koncentration av arbetet var nödvändig om uppdraget skulle kunna genomföras inom rimlig tid och med rimliga resurser. Arbetet inriktades därför dels på en allmän, översiktlig kartläggning av kostnaderna för miljövården, dels på studier av ett begränsat urval av problemområden, där vid sidan av för området speciella miljöproblem, miljövårdsåtgärder, kostnader m. m., stort intresse ägnades åt styrmedelsfrågan. Utredningen ansåg att de erfarenheter som kunde vinnas, från dessa specialstudier skulle utgöra ett lämpligt underlag för en mera

[1] SkU 1973:3 s. 3.

generell diskussion om kostnadsfördelning och styrmedel på miljövårdsområdet.

Det allmänna kartläggnings- och sammanställningsarbetet inriktades i första hand på de direkta kostnaderna för skydd och vård av den yttre miljön. Resultatet av detta arbete publicerades i en rapport (SOU 1975:98) inom ramen för 1975 års långtidsutredning. Uppgifterna i rapporten belyser i första hand miljövårdens ekonomiska konsekvenser för perioden 1975–1980, men berör helt kort även tiden därefter. Det är främst kostnaderna för miljöskyddet inom industri, kommuner och samfärdsel som redovisas. Inom ramen för kommunernas miljövårdsverksamhet berörs dock även verksamheter med anknytning till naturvård samt idrott och friluftsliv.

I samtidigt löpande utredningsprojekt studerade utredningen närmare ett antal problemområden för att dels belysa speciella frågor som tagits upp i direktiven, dels fördjupa kännedomen om miljöproblemens karaktär, tekniska miljöskyddsåtgärder, kostnader, etc.

Ett av dessa projekt avsåg utsläppen av svavel till luften och möjligheterna att begränsa dessa. Utsläppen av svavel är genom sina negativa effekter på mark och vatten, människor och material ett av de större miljövårdsproblemen. De åtgärder som vidtagits för att minska utsläppen – främst minskning av svavelhalt i eldningsolja och omläggning av tekniska processer – har redan dragit betydande kostnader. Kostsamma insatser krävs även i fortsättningen. Svavelproblemet utgör också ett representativt exempel på luftvårdsproblem i allmänhet. Betänkandet (SOU 1974:101) Begränsning av svavelutsläpp – en studie av styrmedel, avsåg, som titeln anger, att belysa val och utformning av miljöpolitiska styrmedel. Projektet omfattade samtidigt en ingående studie av svavelutsläppen som miljöproblem och av möjligheterna att komma till rätta med dessa problem.

För studiet av kostnadsförändringar vid olika långt gående krav på reduktion av föroreningsutsläpp, liksom kostnadernas variation vid äldre och yngre anläggningar och vid anläggningar av olika storlek, valde utredningen massa- och pappersindustrin. Denna bransch svarar för en stor del av landets samlade utsläpp av föroreningar. Som en följd därav har åtgärderna för att begränsa utsläppen hittills varit omfattande och kan bedömas bli så under överskådlig tid. Branschen spelar dessutom en viktig roll i landets ekonomi. Studien presenterades i en promemoria, Miljöskyddet inom industrin – en analys med utgångspunkt i massa- och pappersindustrin.[2] Som framgår av titeln behandlas där, med utgångspunkt från studien om massa- och pappersindustrin, frågor om den framtida miljöskyddspolitiken för industrin som helhet med problem rörande kostnadsfördelning och styrmedel i centrum.

En del av styrmedelsfrågan belystes också i projektet om dryckesförpackningarna och betydelsen för miljön av tillverkning, användning etc. av sådana förpackningar. Arbetet med detta projekt fullföljdes i två delar. Först gjordes en kartläggning av effekterna av den avgift på vissa dryckesförpackningar som infördes 1973. Den andra delen bestod av en bredare genomgång av olika miljöeffekter (energiförbrukning, nedskräpning m. m.) av tillverkning, transport, användning etc. av dryckesförpackningar. Angelägenheten och möjligheterna att styra förpackningsanvändningen diskuterades, liksom olika styrmedel och deras effekter i olika avseenden. Resultatet av denna

[2] Remissutgåva av utredningen om kostnaderna för miljövården, Stockholm 1976.

delutredning blev ett förslag till ett omfattande åtgärdspaket för att dels minska nedskräpningen med dryckesförpackningar och annat skräp, dels åstadkomma sådana förbättringar i dryckesförpackningssystemet som bedöms önskvärda från miljösynpunkt. Projektets två delar presenterades i rapporten (SOU 1974:44) Effekter av förpackningsavgiften och betänkandet (SOU 1976:35) Dryckesförpackningar och miljö.

Samtliga delutredningar har remissbehandlats, vilket har gett utredningen värdefullt material för de fortsatta arbetet med slutbetänkandet.

Under utredningens inledningsskede trädde den kommunala renhållningslagen i kraft. Genom studier av kommunernas kostnader för den kommunala renhållningen före och efter lagens ikraftträdande ville utredningen få en bild av dels totalkostnaderna för omhändertagande av hushållsavfall, dels kostnaderna för och konsekvenserna i övrigt av genomförandet av en lagstiftning med ett bestämt miljöpolitiskt syfte. Resultatet av studien publicerades i rapporten (Ds Jo 1977:1) Kostnader för omhändertagande av hushållsavfall m. m.

Enligt direktiven skall utredningen ta upp även frågan om återställande av förstörd miljö. Som exempel nämns restaurering av förorenade sjöar. Utredningen har också valt att i sina diskussioner om återställningsåtgärder utgå från sjörestaurering. Inom ramen för den enkät till kommunerna [3] som utgjorde en del av underlaget till den allmänna kostnadskartläggningen ställdes därför ett antal frågor rörande just behov av och beräknade kostnader för återställningsarbeten i sjöar och vattendrag. Det frågades också efter huvudsakliga orsaker till restaureringsbehov och planerad användning av de restaurerade sjöarna. Resultatet av undersökningen redovisas i rapporten (Ds Jo 1978:4) Data om sjörestaurering. I samma rapport redovisas också en kartläggning av restaureringsmetoder och -kostnader, som på uppdrag av statens naturvårdsverk utförts vid tekniska högskolan i Stockholm.

1.4 Uppläggningen av detta betänkande

Några av utredningens delprojekt kan sägas ha en fristående karaktär i så måtto att de utmynnat i direkta förslag till lagstiftning och andra åtgärder inom det studerade området. De utgör emellertid också, tillsammans med remissyttranden och övriga delutredningar, underlagsmaterial för den mera allmänna och övergripande diskussion om miljövårdens kostnader, dessas fördelning och därvid användbara styrmedel som förs i föreliggande betänkande, vilket är utredningens slutbetänkande.

Arbetet med detta betänkande utmynnar däremot inte i konkreta författningsförslag, utan avses främst ge underlag för principbeslut rörande miljöpolitikens fortsatta inriktning. Den praktiska tillämpningen av de principer som här dras upp kräver i några fall en fortsatt utformning i detalj med utgångspunkt i främst tekniska och ekonomiska överväganden. Vidare är det önskvärt att beslut om styrmedel på miljövårdsområdet samordnas med den översyn över miljöskyddslagstiftningen som f. n. pågår.

Betänkandet har delats upp i tre avdelningar. I den första avdelningen, som omfattar kapitlen 1–5, har samlats bakgrundsinformation i form av översikter över källor till och mängder och effekter av miljöstörningar samt vidtagna och

[3] KELP 74–78 (Kommunal ekonomisk långtidsplanering 1974–78).

planerade miljövårdsåtgärder. De styrmedel på miljövårdsområdet som nuvarande lagstiftning erbjuder redovisas också. Slutligen ges en överblick över dels mellanstatligt miljövårdsarbete genom internationella organisationer, på grundval av konventioner o. dyl., dels vissa drag i några industrinationers miljöpolitik.

Huvuddelen av betänkandet, som bildar en andra avdelning och omfattar kapitlen 6–12, ägnas åt en samhällsekonomisk analys av miljöproblemen samt de olika kostnader och intäkter miljöpolitiken har att ta hänsyn till. Där görs också en genomgång av miljöpolitiska styrmedel i fråga om bl. a. effekter på kostnadsfördelningen och samhällsekonomisk effektivitet. Också internationella aspekter på miljöproblem och miljöpolitik tas upp.

I de avslutande kapitlen, 13–15, lämnas en översikt över utredningens tidigare arbete och redovisas remissyttranden över tidigare avgivna betänkanden. Vidare redogör utredningen för de slutsatser som dragits av utredningsarbetet och remissförfarandet, samt för utredningens ställningstaganden och förslag.

Under utredningsarbetet har sambandet mellan yttre och inre miljö aktualiserats. Åtgärder för att förbättra den yttre miljön kan verksamt bidra till en förbättrad arbetsmiljö, t. ex. då processer sluts eller buller bekämpas, men motsatsen förekommer också. Strävan att hindra spridning av dålig lukt, damm och stoft från en anläggning kan t. ex. öka problemen inom denna. Hithörande frågor berörs kort i kapitel 4, men då utredningen enligt direktiven skall begränsas till den yttre miljön, har någon fördjupad studie av arbetsmiljöfrågor inte gjorts.

1.5 Arbetets bedrivande

Utredningen har, som närmare framgår av delbetänkanden och rapporter i stor utsträckning arbetat i arbetsgrupper och referensgrupper, utsedda för de olika delprojekten. Grupperna har bestått av experter i utredningen och för hela eller delar av projekten kompletterats med erforderlig expertis från universitet och högskolor, berörda branschorganisationer och myndigheter.

För arbetet med förpackningsprojektet, liksom med slutbetänkandets kapitel 6–12, har dessutom en särskild expert, fil. kand. Karl Lidgren, Lunds universitet, anlitats. Det löpande utredningsarbetet i övrigt har bedrivits inom sekretariatet, vars medlemmar också varit närmast ansvariga för olika delprojekt. Närmast ansvarig för det löpande utredningsarbetet med detta betänkande har varit biträdande sekreteraren Inger Olsson, medan biträdande sekreteraren Richard Almgren svarat för kapitel 2 och 4.

2 Föroreningssituationen i Sverige

Utredningen har i sina tidigare publicerade arbeten närmare redovisat ett antal avgränsade miljöproblem, bl. a. med avseende på miljövårdsinsatsernas ekonomiska förutsättningar och konsekvenser i skilda avseenden. Som en bakgrund till bl. a. diskussionerna om miljövårdspolitiska styrmedel i följande kapitel redovisas översiktligt några av miljöproblemen i samhället.

2.1 Kunskaper om tillståndet i miljön

Ett effektivt miljövårdsarbete förutsätter bl. a. kunskaper om tillståndet i naturmiljön och om långsiktiga förändringar av miljöförhållandena. Föroreningars spridning i naturmiljön behöver bevakas och studeras för att kunna bekämpas.

Utrednings- och undersökningsverksamhet med syftet att ge underlag för beslut i miljövårdsfrågor eller att utgöra en del i samhällsplaneringen utformas och organiseras med olika utgångspunkter.

Undersökningar för att ge underlag för beslut enligt gällande lagstiftning är t. ex. de som genomförs före prövning av lokalisering av och villkoren för miljöfarliga anläggningar, avsättning av naturreservat eller planering av avgränsade markområden. Karakteristiskt för dessa undersökningar är att de är starkt kopplade till besluts- och planeringsprocessen i samhället.

Resultaten av beslut enligt gällande miljölagstiftning följs upp genom tillsyn och kontroll. Tillsynsverksamheten inom miljövårdsområdet innefattar bl. a. teknisk tillsyn över miljöskyddsanläggningar av olika slag, kontroll av föroreningsutsläpp från enskilda miljöfarliga anläggningar och kontroll av de mark-, vatten- och luftområden som påverkas av utsläppen. Denna kontrollerande, uppföljande verksamhet är oftast av kontinuerlig karaktär.

Verksamheter av forskningskaraktär som syftar till att mer allmänt öka kunskaperna inom miljövårdsområdet är också av betydelse i detta sammanhang.

Underlag för långsiktig planering och andra långsiktiga bedömningar omfattar både översikter över tillståndet i naturmiljön i olika delar av landet vid skilda tidpunkter och redovisningar av de långsiktiga förändringarna i miljön. Uppgifter av denna karaktär kompletterar också tillsynsverksamheten. Denna typ av information behövs i första hand för att klarlägga tillståndet

i naturen – allmän miljöövervakning. Den samlas in genom inventeringar, kartläggningar, undersökningar och utredningar med mer allmän inriktning. Exempel på sådana är naturvårdsverkets riksomfattande undersökningar av landets sjöar ("tusensjöundersökningen" 1972, "surhetsundersökningen" 1975), undersökningar i de stora sjöarna och i Stockholms skärgård, regeringsuppdraget att översiktligt kartlägga landets vattentillgångar (vattenkartläggningen) och regeringsuppdraget att utreda de svenska fjällområdenas planmässiga användning inom ramen för modern naturvård (fjällutredningen). På regional och lokal nivå kan nämnas länsstyrelsers, landstings och kommuners kartläggningar av vattentillgångar, vattenkvalitet och vattenanvändning samt allmänna naturinventeringar.

För att samordna informationsinsamlingen av miljökvalitetsförhållandena i mindre föroreningspåverkade delar av landet har statsmakterna hösten 1977 fattat beslut om ett program för övervakning av miljökvaliteten. Bakgrunden till förslaget är miljökontrollutredningens förslag om ett s. k. basdatanät för miljökontroll i betänkandet (SOU 1973:36–37) Miljövårdens informationssystem. Förslaget fick ett positivt mottgande av remissinstanserna men regeringen var då inte beredd att ta ställning till den närmare utformningen av basdatainsamlingen utan uppdrog till miljödatanämnden att vidare utreda en sådan verksamhet. Miljödatanämnden presenterade sitt förslag 1976 i rapporten Program för övervakning av miljökvalitet.

Syftet med förslaget till övervakning av miljökvaliteten bör enligt propositionen, 1977/78:7, på sikt vara att undersöka och redovisa tillstånd och förändringar i miljön samt bidra till att belysa inverkan på människan och miljön. Miljödatanämnden sammanfattar i sin rapport i tre punkter det informationsbehov om den yttre miljön som avses bli tillgodosett:

- övervakning av långsiktiga förändringar
- framtagning av jämförelse- eller referensuppgifter för att få ett underlag för bedömningen av olika miljöpåverkande faktorers effekter på naturresurserna luft, vatten och mark
- beskrivning av transporter av olika kemiska ämnen i miljön.

Programmet skall byggas upp successivt med början den 1 juli 1978. Naturvårdsverket skall svara för ledningen av övervakningsprogrammet. Resultaten av undersökningarna skall redovisas i en årlig rapport om miljökvaliteten och dess förändringar i landet. En första rapport väntas kunna avges ett eller ett par år efter programmets start.

2.2 Miljöstörande verksamheter och miljöproblem

En beskrivning av föroreningssituationen kan göras med väsentligen tre olika utgångspunkter, nämligen de miljöstörande verksamheterna (skogsbruk, kemisk industri, biltrafik etc.), miljöproblemen (försurning av mark och vatten, igenväxning av sjöar och vattendrag etc.) eller tillståndet i naturen (olika mark-, vatten- och luftområden). I denna framställning är verksamheterna den primära indelningsgrunden. Några viktiga miljöproblem redovisas inom resp. verksamhetsområde. I avsnitt 2.3 redovisas den aktuella föroreningssituationen i några geografiska områden. I kapitel 4 redovisas de

motåtgärder som hittills vidtagits för att begränsa effekterna i miljön av olika föroreningsutsläpp.

2.2.1 *Areella näringar*

Med areella näringar avses här jordbruk inkl. djurskötsel, skogsbruk, fiske och renskötsel. Av dessa är det främst jordbruk och skogsbruk som inverkar negativt på naturmiljön och denna framställning inriktas därför på dessa båda näringar.

Jordbruk

Under de senaste årtiondena har brukningsformerna inom jordbruket ändrats och intensifierats med syftet att bättre utnyttja markens produktionsförmåga. Förändringar har bl. a. inneburit att brukningsenheterna har blivit större, mekaniseringsgraden höjts och användningen av handelsgödselmedel och kemiska bekämpningsmedel ökat. Antalet brukningsenheter uppgår f. n. till ca 130 000. Antalet större djurskötselanläggningar, dvs. sådana som är av den storlek som är prövningspliktig enligt miljöskyddslagen, beräknas vara ca 1 500. Nedläggningen av odlingsmark har varit markant, framför allt under 1950- och 1960-talen. Åkerarealen nådde sin största utbredning med ca 3,8 milj. ha under 1920-talet och är nu ca 3,0 milj. ha. De naturliga gräsmarkerna, bl. a. hagmarkerna, har tagits ur produktion i betydande omfattning. Under 1900-talet har arealen gräsmark minskat från 1,5 milj. ha till 0,2 milj. ha. I det vikande odlingslandskapet framstår dessa marker, insprängda mellan åker och skog, som speciellt värdefulla för landskapsbilden och för det rörliga friluftslivet.

Den växtnäring som årligen bortförs med skörden måste ersättas. Detta sker med naturlig gödsel, handelsgödsel eller i viss utsträckning via atmosfären, via nederbörd eller genom fixering av luftens kväve.

Förbrukningen av handelsgödselmedlen, dvs. medel som tillför jorden ett eller flera av växtnäringsämnena kväve (N), fosfor (P) och kalium (K), har ungefär femdubblats under de senaste trettio åren, räknat som rent N, P eller K. Samtidigt har användningen av stallgödsel o. d. minskat. Den sammanlagda gödslingen har dock ökat successivt. Gödslingen inom jordbruket omfattar varje år i det närmaste all odlad mark, dvs. ca 3,0 milj. ha eller ca 7 procent av Sveriges yta. Den ökade handelsgödselanvändningen har medfört en ökad spridning av i första hand kväveföreningar till omgivande sjöar och vattendrag och även till grundvattnet. Näringstillförseln till sjöarna har därigenom ökat, vilket lett till en övergödning och igenväxning i accelererad takt, grumling genom ökad algtillväxt samt ogynnsam påverkan på mark- och vattenlevande organismer. Även grundvattnet har lokalt förorenats, främst genom nitrat. Tillförsel av närsalter förekommer även från andra verksamheter, t. ex. kommunala avloppsanläggningar, men när det gäller närsaltet kväve framstår jordbruket idag som den största bidragsgivaren till sjöarna och vattendragen.

Kemiska bekämpningsmedel, dvs. medel för att hindra konkurrens och angrepp från ogräs, växtsjukdomar och skadedjur, innehåller substanser som t. ex. fenoxisyror, triklorättiksyra, klorerade bensoesyror, klorerade kolväten,

organiska fosforföreningar, kvicksilverföreningar etc. Utvecklingen mot ensidig växtodling har accentuerat behovet av sådana medel.

Förbrukningen av kemiska bekämpningsmedel i jordbruket inkl. trädgårdsodling har femtondubblats, räknat i aktiv substans, under de senaste trettio åren. Den årligen behandlade arealen beräknas uppgå till ungefär hälften av den odlade marken, dvs. ca 1,5 milj. ha eller ca 3 procent av Sveriges yta. Användningen av kemiska bekämpningsmedel har medfört förgiftningar och andra skador i naturen och anrikning av bl. a. klorerade kolväten i miljön. Flera preparat med klorerade kolväten är numera förbjudna, t. ex. DDT, aldrin och dieldrin.

Användningen av metylkvicksilver som betmedel ger direkta effekter i miljön, främst genom att fröätande fåglar för metylkvicksilver vidare i näringskedjan till rovfåglar etc. När dessa medel användes iakttogs bl. a. regelmässigt förgiftningsfall hos fröätande fåglar i samband med vårsådden. Det numera använda metoxyetylkvicksilver är mindre giftigt och mindre benäget att ackumuleras i näringskedjorna. Såvitt känt har användningen av dessa medel inte gett utslag i form av förhöjda kvicksilverhalter i landmiljöns fågelfauna.

Djurskötseln orsakar miljöproblem dels genom dålig lukt via ventilationsanläggningar, dels genom ofullständiga gödselvårdsanläggningar, dels också genom att spridning av gödsel, urin och pressaft från ensilageberedning på åkern på samma sätt som handelsgödseln medför läckage av närsalter till omgivande vattenområden. Särskilt vid intensiv gödsling och spridning av naturlig gödsel vid felaktig tidpunkt urlakas närsalter. Luktproblemen i omgivningen accentueras också i samband med spridningen av naturgödsel. Andra miljöstörningar som förekommer är buller från torkanläggningar och fläktar.

Skogsbruk

Även inom skogsbruket har brukningsformerna ändrats och intensifierats i avsevärd grad under de senaste årtiondena. Syftet har varit att sörja för den långsiktiga återväxten av skog. Liksom för jordbruket har den ökade mekaniseringsgraden och användningen av handelsgödselmedel och kemiska bekämpningsmedel blivit ett alltmer markant inslag.

Den produktiva skogsarealen beräknas uppgå till ca 23,5 milj. ha. Antalet brukningsenheter uppgår f. n. till ca 250 000.

Inom skogsbruket har handelsgödselmedel använts sedan början av 1960-talet. Varje år har hittills ca 0,1 milj. ha per år gödslats eller ca 0,2 procent av Sveriges yta. Hela den skogsareal, som någon gång gödslats, beräknas f. n. uppgå till ca 1 milj. ha. Medelgivan av kvävegödselmedel i skogsbruket har hittills varit ungefär dubbelt så stor som i jordbruket. Inom skogsbruket sker dock gödsling högst tre à fyra gånger under en omloppstid av 80–100 år, medan gödslingen inom jordbruket normalt sker årligen. Den årliga förbrukningen av kvävegödselmedel i skogsbruket har därför hittills varit avsevärt lägre än inom jordbruket.

Inom skogsbruket har framför allt lövslybekämpning med fenoxisyrepreparat varit aktuell. Under år 1977 besprutades ca 30 000 ha, vilket motsvarar ca 0,13 procent av den totala produktiva skogsarealen. Sådan bekämpning

leder bl. a. till stora förändringar i vegetationen, vilket också är avsikten. Den kemiska lövbekämpningen förfular landskapet och begränsar utövningen av rörligt friluftsliv. Vidare minskas tillgång på föda för viltet, vilket lokalt kan försämra viltproduktionen.

Annan kemisk bekämpning inom skogsbruket är besprutning mot märgborrar och barkborrar vid virkesavlägg med lindanpreparat. Behandling av barrskogsplantor med DDT-haltiga preparat är numera förbjuden.

Andra miljöproblem inom skogsbruket orsakas av markberedning, främst den mycket kraftiga bearbetningen som hyggesplöjningen innebär. Markberedningen utförs bl. a. för att frön och plantor skall få bättre kontakt med mineraljorden. Hyggesplöjning innebär bl. a. halvmeterdjupa och halvmeterbreda plogfåror på ca fem meters avstånd från varandra. Fårorna verkar hindrande för den som vistas i skogen.

Plantering i regelbundna förband kan få negativa verkningar på landskapets utseende, faran för utarmning av floran är stor. Även faunan förändras. Det rörliga friluftslivet påverkas bl. a. genom att variationen i landskapet minskar. Skogen blir svårgenomtränglig för de människor som vistas där.

Dikningen förändrar landskapsbilden. Den innebär att våtmarker försvinner och ersätts av skog. Vidare ändras floran radikalt.

Det moderna skogsbrukets vanligaste avverkningsmetod, kalhuggningen, innebär förändringar av lokalklimat och hydrologiska förhållanden. Förändringarnas omfattning beror av hyggets storlek. Allmänt kan dock sägas att klimatet lokalt blir mera extremt och vinden ges friare spelrum, varigenom markytan blir torrare. Grundvattnet stiger normalt. Bland övriga effekter kan nämnas att landskapsbilden helt omdanas. För friluftslivet förbättrar kalhuggningen möjligheterna till utblickar och utsikter. Samtidigt försämras dock framkomligheten tillfälligt. Den ökade lövslyvegetationen på dessa marker är av stort värde för faunan. De tunga avverkningsmaskinerna orsakar förslitning på vissa marker och packar andra.

2.2.2 *Industri*

Miljöstörande industri kräver tillgång till bl. a. råvaror (skogsråvara, mineraler etc.), energi (olja, vattenkraft etc.), markområden för anläggningar samt luft- och vattenområden för utsläpp av processgaser och avloppsvatten.

De industrianläggningar som genom sin verksamhet förorsakar störningar på naturmiljön kan delas upp i olika kategorier utifrån den lagstiftning som numer reglerar sådan verksamhet. Där görs en uppdelning av anläggningar efter deras grad av störande inverkan på naturmiljön. För en första kategori av anläggningar krävs ett enklare prövningsförfarande (anmälan enligt miljöskyddslagen till länsstyrelsen). För en andra kategori fordras ett noggrannare prövningsförfarande (tillstånd enligt miljöskyddslagen av koncessionsnämnden för miljöskydd). För en tredje kategori, slutligen, måste enligt byggnadslagen regeringens tillstånd inhämtas före tillkomst och väsentlig utvidgning samt för val av plats för verksamheten. Dessutom erfordras tillstånd enligt miljöskyddslagen, se tabell 2.1.

Antalet industrianläggningar i Sverige som är miljöfarliga i miljöskyddslagens mening, dvs. så att anmälnings- eller förprövningsskyldighet föreligger,

Tabell 2.1 Verksamheter för vilka det erfordras särskild prövning enligt gällande lagstiftning[a] samt antalet anläggningar

SNI	Näring	"Enklare miljöskyddsprövning"	"Noggrannare miljöskyddsprövning"	Tillkomst- och lokaliseringsprövning	Antal anläggningar				
					<10 anställda	10–1000	>1000	Totalt	
1	**Jordbruk m. m.**								
11	*Jordbruk, jakt*								
111010	Åkerbruk, husdjurssköts el		x						
111040	Pälsdjurssköts el		x						
111050	Annan djursköts el		x						
112000	Tjänster inom jordbruk		x						
12	*Skogsbruk*								
13	*Fiske, fiskevård*								
2	**Gruvor m. m.**								
21	*Kolgruvor*								
22	*Råpetroleumverk*								
23	*Malmgruvor*								
230100	Järnmalmsgruvor		x		0	30	2	32	
230200	Icke-järnmalmsgruvor		x		2	24	0	26	
29	*Mineralbrott m. m.*								
2901	Stenbrott, sandtag	x			46	35	0	81	
3	**Tillverkningsindustri**								8 083
31	*Livsmedelsindustri m. m.*								735
3111	Slakterier		x		43	190	0	233	
3112	Mejeriindustri		x		28	121	0	149	
3113	Frukt- och grönsaksindustri		x		12	38	2	52	
3114	Fisk- och fiskkonservindustri		x		20	57	0	77	
3115	Olje- och fettindustri		x		0	6	0	6	
3118	Sockerindustri		x		0	8	0	8	
3119	Choklad- och konfektindustri		x		15	28	1	44	
3121	Övrig livsmedelsindustri	x	x		13	43	0	56	
313120	Spritdrycksindustri	x							
313300	Maltdrycksindustri		x		23	39	0	52	
313400	Läskedrycksindustri m. m.	x			30	28	0	58	
32	*Textilindustri m. m.*								38
321130	Blekerier, färgerier m. m.		x		2	27	0	29	
323100	Garverier		x		0	9	0	9	
33	*Trävaruindustri*								860
331111	Sågverk, hyvlerier	x		x	155	653	0	808	
331112	Träimpregneringsverk	x			4	9	0	13	
331191	Kryssfanérindustri m. m.	x		x	2	21	0	23	
331192	Spånskiveindustri	x		x	0	16	0	16	
34	*Massa- och pappersindustri m. m.*								253
3411	Massa- och pappersindustri								
34111	Massaindustri		x	x	0	45	1	46	
34112	Pappers- och pappindustri		x	x	0	55	8	63	
34113	Träfiberplattindustri		x		0	11	0	11	
3412	Pappers- och pappförpackning				15	72	1	88	
341909	Annan pappers- och pappvaruindustri	x			5	40	0	45	
35	*Kemisk industri m. m.*								759
3511	Kemikalieindustri	x	x	x	17	72	1	90	
351210	Gödselmedelsindustri		x	x	0	5	0	5	
351220	Bekämpningsmedelsindustri		x		0	3	0	3	
3513	Plastindustri	x	x	x	9	78	1	88	
352100	Färgindustri	x	x		7	37	0	44	
352200	Läkemedelsindustri		x		6	17	2	25	
352300	Tvättmedelsindustri		x		6	37	0	43	
352902	Övrig kemisk industri		x		2	13	1	16	

SNI	Näring	"Enklare miljöskyddsprövning"	"Noggrannare miljöskyddsprövning"	Tillkomst- och lokaliseringsprövning	Antal anläggningar				
					<10	10–1000	>1000	Totalt	
					anställda				
353000	Petroleumraffinaderier		x	x	0	5	0	5	
354099	Asfaltverk, övrig petroindustri	x			6	11	0	17	
355	Gummivaruindustri	x			48	85	4	137	
356	Plastvaruindustri	x			72	214	0	286	
36	*Jord- och stenvaruindustri*								708
361000	Porslins- och lergodsindustri	x			2	17	2	21	
362	Glasindustri	x			7	52	0	59	
3691	Tegelindustri	x			0	41	0	41	
369210	Cementindustri		x	x	0	7	0	7	
369220	Kalkindustri	x	x		3	17	0	20	
369910	Stenvaruindustri	x			88	38	0	126	
36992	Betong- och betongvaruindustri	x			137	265	0	402	
369995	Mineralullsindustri		x		0	7	0	7	
369999	Övriga mineraliska ämnen	x			5	20	0	25	
37	*Järn-, stål- och metallverk*								250
371010	Järn- och stålverk		x	x	0	18	15	33	
371020	Ferrolegeringsverk		x	x	0	4	0	4	
371030	Järn- och stålgjuterier	x			6	53	0	59	
372010	Icke-järnmetallindustri, malm		x	x	0	78	2	80	
372020	Icke-järnmetallindustri, skrot		x	x	0	7	1	8	
372040	Gjuterier för icke-järn	x			16	50	0	66	
38	*Verkstadsindustri*								4 408
381920	Metalltråd, -kablar m. m.	x			12	36	0	48	
381990	Ytbehandlingsindustri		x		177	466	0	643	
383910	Eltråd- och kabelindustri	x			0	13	1	14	
383920	Batteri- och ackumulatorindustri	x			0	8	0	8	
3843	Bil- och bilmotorindustri	x			39	230	7	276	
39	*Annan tillverkning*								
4	**El-, gas-, värme- och vattenverk**								
41	*El-, gas-, värmeverk*								
410100	Elverk	x	x	x					
410200	Gasverk	x	x						
410300	Värmeverk		x	x					
42	*Vattenverk*	x							
5	**Byggnadsindustri**								
6	**Varuhandel m. m.**								
7	**Samfärdsel m. m.**								
711	Landtransport								
712	Sjötransport								
713	Lufttransport								
8	**Uppdragsverksamhet m. m.**								
9	**Tjänster m. m.**								
910010	Förvaltning m. m.								
920010	Avloppsreningsverk m.m.		x						
920020	Renhållningsverk	x	x						
920090	Uppsamling av kemiskt avfall m. m.	x	x						
933100	Sjukvård		x						
949010	Motorsport-, skjutbana m. m.	x							
949030	Djurpark m. m.		x						
951300	Bilreparationsverkstäder	x							
952090	Tvätterier	x	x						
959200	Fotolaboratorium	x							

[a] För den exakta uppräkningen av de prövningsskyldiga verksamheterna hänvisas till resp. författningar. (SFS 1972:224, 1976:213).
Källa: Svensk industri 1974 Sveriges officiella statistik.

beräknas vara ca 5 500. Detta skall jämföras med det totala antalet industrianläggningar, som enligt industristatistiken uppgår till ca 13 000 (antal arbetsställen med minst fem anställda). Praktiskt taget alla de 13 000 industrianläggningarna påverkar självfallet naturmiljön i något avseende även om inte förprövningsskyldighet föreligger för alla.

I den följande framställningen kommer några miljöproblem som förknippas med olika kategorier av miljöstörande industri att beröras. Branschindelningen av industrin följer den offentliga statistikens indelningsgrund.

Gruvor[1]

I Sverige fanns år 1974 32 järnmalmsgruvor och 26 icke-järnmalmsgruvor, varav 4 resp. 1 med fler än 500 sysselsatta. Gruvorna är koncentrerade till två regioner, dels Norrbotten och Västerbotten, dels Mellansverige.

De från miljövårdssynpunkt allvarligaste olägenheterna vid gruvverksamhet torde hänga samman med utsläpp av förorenat avloppsvatten. Sådana utsläpp härrör framför allt från s. k. gruvvatten, dvs. vatten som uppfordras i samband med länshållning av gruvan, processvatten från mineralberedningsverk samt dag- och dräneringsvatten från gruvans närmaste omgivning.

Innehållet i gruvvattnet återspeglar normalt malmens sammansättning och varierar därför från gruva till gruva. Vid brytning i järnmalmsgruvor av fosfor- eller fluorrik järnmalm kan sålunda mindre mängder av dessa ämnen lösas i gruvvattnet. Brytningen i icke-järnmalmsgruvor är i Sverige inriktad på sulfider av olika metaller. Vid sådan brytning kan mindre mängder metaller som koppar, bly, zink samt ofta även små mängder kvicksilver och kadmium överföras till gruvvattnet. Utsläpp av tungmetaller från brytning och framför allt anrikning av sulfidmalmer kan orsaka skador i naturmiljön. Nämnda metaller är giftiga för vattenlevande organismer och kan upplagras i dessa. Gruvvattnet kan vidare innehålla betydande mängder suspenderade ämnen, dvs. uppslammade ämnen i vatten. Utsläppen av dessa suspenderade ämnen kan förorsaka skador på t. ex. fisk genom att tillgången på föda, tillväxt, och motståndskraft minskar, samt att reproduktionsbetingelserna och vattnets ljusklimat försämras.

Även produktionstekniken är av betydelse för gruvvattnets sammansättning. Vissa sprängämnen, t. ex. ammoniumnitrat, kan t. ex. förorsaka förhållandevis höga kvävehalter i gruvvattnet. Kvävet och fosforn i vattnet har en gödslande verkan. Kvävehaltigt vatten kan också för vissa organismer ha en giftverkan. Användning av driv- och smörjmedel kan även ge upphov till oljehalter i gruvvattnet.

Vid anrikningen används ofta en mängd olika kemikalier, både organiska och oorganiska. Flera av dessa kemikalier har giftverkan mot vattenlevande organismer i mycket låga koncentrationer. De kan också förstärka giftverkan hos metallerna i avloppsvattnet.

Dagvatten, som rinner från ett gruvindustriområde, har i regel en från kvalitetssynpunkt likartad sammansättning som gruvvattnet. Den allvarligaste föroreningen i dagvatten fås från avfallsupplag vid sulfidmalmsgruvor. Vittringsprocesser i sådana upplag medverkar till att metaller kan lösas ut under långa tider, i Falu gruva t. ex. sedan 1000-talet.

[1] Industrin i den fysiska riksplaneringen. Gruvindustrin. SIND PM 1977:1.

Okontrollerad spridning av stoft till atmosfären, s. k. diffus damning, förekommer vid gruvbrytning i samband med sprängning och transport av material, från upplag av olika slag samt från krossning och torkning. De mest omfattande utsläppen av stoft härrör dock i första hand från sinterverk jämte svavelföreningar och fluorväte. Stoftet från den metallurgiska bearbetningen av sulfidsliger innehåller metaller som koppar, zink och bly.

Svavelföreningar används vid enstaka sintringsprocesser som bindemedel, vilket medför ökade utsläpp av svavel utöver dem som härrör från svavel i malm och bränsle. Svavelutsläppen förorsakar framför allt försurning av mark och vatten, se avsnitt 2.2.3.

Många malmer innehåller fluor. Detta avgår som fluorväte vid sintringen. Fluorväte kan orsaka skador på växter, bl. a. har skador på skog av sådana utsläpp observerats.

En gruva inverkar även på landskapsbilden genom de höga byggnader som ofta är förknippade med gruvbrytning, stora upplags- och avfallshögar samt vid dagbrott stora exponerade brytområden. Ett särskilt problem är därvid brytning av låghaltiga mineral. Sådan brytning kan medföra stora ingrepp i landskapsbilden genom att brytningen ofta behöver vara 1000-tals gånger större än utvinningen. Deponeringen av överskottsmassor, lakrester, vittringsprodukter m. m. från en sådan gruva kan också medföra svårbemästrade miljöproblem.

Livsmedelsindustri[2]

I Sverige fanns år 1974 ca 1 300 anläggningar inom livsmedelsindustrin, varav 9 med fler än 500 anställda. Av dessa är ungefär hälften förprövningsskyldiga enligt miljöskyddslagen. Livsmedelsindustrin är till betydande delar lokaliserad till Skåne-Blekinge, Bohuslän samt Stockholmsregionen. Flertalet anläggningar är anslutna till allmänna avloppsreningsverk.

Vid livsmedelstillverkning uppkommer huvudsakligen tre typer av avfall. Fast avfall uppkommer genom att alla delar av råvaran inte används, t. ex. skal, blast, halm m. m. Flytande avfall uppstår vid förädling av råvaran i form av vätska med upplöst organisk substans från råvaran. Vid tvättning och transport av råvaran samt rengöring av utrustning uppkommer avloppsvatten med upplöst och suspenderad organisk och oorganisk substans. Vissa slag av livsmedelstillverkning ger vidare upphov till dålig lukt i omgivningen.

Livsmedelsindustrin är en relativt heterogen bransch. Gemensamt för branschens utsläpp av föroreningar till vatten är emellertid att de huvudsakligen består av sådana ämnen som påverkar vattnets innehåll av syre, dels direkt genom utsläpp av organiska ämnen, dels indirekt genom utsläpp av närsalter (kväve, fosfor, kalium).

I Sverige fanns år 1974 66 slakterier. Slakterier förorsakar utsläpp av förorenat avloppsvatten, huvudsakligen med innehåll av organisk substans, främst från blod, fett och tarminnehåll. I detta avseende kan utsläppen, utan reningsåtgärder, motsvara dem från en medelstor stad. Illaluktande ämnen uppkommer vid destruktionsanläggningar men även från t. ex. intagningsstallar och tarmrenserier.

Mejerierna, som uppgick till 149 år 1974, förorsakar utsläpp av avlopps-

[2] Livsmedelsindustrins och jordbrukets avfallshantering. IVA-rapport 52, 1973 och IVA Medd 185, 1974.

vatten med syreförbrukande organiska ämnen. De mest miljöstörande utsläppen härrör från mejerier med osttillverkning, då mjölkåterstoden, vasslen, bl. a. innehåller sockerarter och är starkt syreförbrukande. Huvuddelen av vasslen återanvänds numera för olika produkter. Visst spill av vassle förekommer dock.

Från frukt- och grönsakskonservtillverkning uppkommer utsläpp av förorenat avloppsvatten främst från beredning av olika råvaror, t. ex. skalvatten, fruktsaft från stärkelseindustrin samt från rengöringsprocesser. Sådant avloppsvatten är ofta starkt syreförbrukande. Avloppsvattnet kan också vid sådana anläggningar vara förorenat av alkaliska ämnen, t. ex. lut från skalningsprocesser. Dålig lukt kan också förekomma från vissa verksamheter, t. ex. anläggningar för beredning av potatisprodukter. År 1974 fanns 52 anläggningar inom branschen.

Miljöproblemen inom fisk- och fiskkonserveringsindustri hänger i första hand samman med utsläpp av förorenat avloppsvatten från beredning av fisk, från sköljningsprocesser och från rengöring. Dålig lukt i omgivningen kan också uppkomma. År 1974 fanns 77 sådana anläggningar i Sverige.

Sockerindustri kan ge upphov till utsläpp av avloppsvatten med betydande mängder organiska ämnen. Avloppsvattnet från de svenska anläggningarna, 8 st. år 1974, kommer successivt efter erforderlig rening och lagring att användas för bevattning under nästkommande vegetationsperiod.

Även avloppsvattnet från maltdrycksindustrin, 52 anläggningar år 1974, är starkt syreförbrukande beroende på dess innehåll av korn, äggviteämnen, jäst och restöl. Vattnet är också ofta varierande surt eller alkaliskt av syror och lut från rengöring.

Textil- och läderindustri

Textil- och läderindustrin i Sverige bestod år 1974 av ca 1 300 anläggningar. Av dessa är det främst 30 färgerier och textilberedningsverk samt 9 garverier som är av intresse från miljösynpunkt. Inga av dessa hade flera än 500 anställda. Anläggningarna är huvudsakligen lokaliserade till södra och västra Sverige. Flertalet av dessa anläggningar är anslutna till allmänna avloppsreningsverk.

Textilindustrin i Sverige förädlar ungefär 60 procent naturfibrer (växt- och djurfibrer) och 40 procent syntetfibrer (såsom polyester-, polyamid- och akrylfibrer). Det vanligaste fibermaterialet av naturfibrerna är bomull medan ull är ett mängdmässigt litet fiberslag. Förädlingsprocesser för olika fiberslag skiljer sig från varandra.

Avloppsvatten från bomullsbaserade industrier är oftast alkaliskt och från ullbaserade industrier neutralt eller svagt surt. Avloppsvatten från ullberedning har i regel lägre halter av syreförbrukande ämnen än från bomullsberedning. Tillskott av syntetfibrer i förädlingskedjan minskar i regel halten av syreförbrukande ämnen samt gör avloppsvattnet mer neutralt.

Innehållet i avloppsvattnet från textilberedningsindustrin består av diverse oorganiska och organiska ämnen beroende dels på behandlingssätt, dels på fiberslag. De oorganiska ämnena är t. ex. klorider, fosfater och sulfater men även mindre mängder tungmetallsalter och vissa andra ämnen, som har negativ inverkan på miljön. De organiska ämnena är t. ex. oljor, fetter, vaxer,

ytaktiva medel och stärkelse. Organiska ämnen såsom aromatiska kolföreningar, komplexbildare och klorerade kolväten kan också förekomma i avloppsvattnet.

Avloppsvatten från färgerier innehåller ofta små mängder färgämnesrester, som kan ge vattnet färgförändringar.

Avloppsvattnet från garverier är ofta starkt förorenat av utlösta organiska ämnen och kemikalierester, främst kromföreningar och sulfider. Illaluktande svavelföreningar från processerna kan förorsaka dålig lukt i omgivningen.

Trävaruindustri

Inom trävaruindustrin är det främst träimpregneringsverken som förorsakar miljöproblem. I Sverige fanns enligt industristatistiken 13 sådana anläggningar år 1974, samtliga med färre än 50 anställda.

De kemikalier som används vid träimpregneringen är koppar-, krom- och arseniksalter. Flera av dessa är utpräglat giftiga, varför bl. a. flera fall av fiskdöd har inträffat på grund av ovarsam hantering av sådana preparat. Preparat med klorfenol är i princip förbjudna, men för ett antal preparat gäller olika övergångstider. I och med utgången av 1978 försvinner vissa preparat. Övergångstiden för det sista går ut 1980.

Även sågverken påverkar miljökvaliteten, främst genom att olika organiska ämnen utlakas i samband med timmerlagring och barkning. Andra ämnen som kan spridas är lim och limrester från skarvning av trävaror. År 1974 fanns i Sverige drygt 800 sågverk, varav den övervägande delen med färre än 50 anställda och inga med fler än 500 anställda.

Massa- och pappersindustri[3]

Inom massa- och pappersindustrin finns f. n. ett 100-tal anläggningar. År 1974 fanns enligt industristatistiken sålunda i Sverige 46 massafabriker, 63 pappersfabriker och 11 träfiberplattfabriker. 24 av dessa hade fler än 500 anställda. Anläggningarna är huvudsakligen lokaliserade till södra Sverige, Väner-området och norrlandskusten.

De mest framträdande störningarna på naturmiljön från tillverkning av massa och papper orsakas av föroreningar i form av vedrester och kemikalier i det utgående processavloppsvattnet. Det är främst lösta organiska ämnen som kolhydrater, organiska syror, alkoholer och ligninämnen men även fasta organiska och oorganiska ämnen, vissa giftiga ämnen, lukt- och smakpåverkande ämnen, bakterier samt närsalter. Vidare påverkas naturmiljön av utsläpp av sura gaser och illaluktande ämnen från förbränning av olja och använda kokvätskor samt stoft från förbränning av bark och spån. Maskiner och lastbilstransporter kan ge upphov till besvärande buller och skakningar i fabrikens närområde. Industrianläggningars storlek eller utseende kan uppfattas som miljöstörande.

Skadeverkningarna i naturmiljön av utsläpp från massa- och pappersindustrin orsakas av den kombinerade effekten av bl. a. de nämnda ämnena. Det kan i många fall vara svårt att särskilja effekterna av de olika faktorerna. I det följande redovisas något om de olika faktorernas respektive bidrag till den totala effekten.

[3] Miljöskyddet inom industrin – en analys med utgångspunkt i massa- och pappersindustrin. Promemoria av utredningen om kostnaderna för miljövården. 1976.

Industrin i den fysiska riksplaneringen. Skogsindustrin. SIND PM 1977:6.

Suspenderade ämnen i avloppsvatten från en massafabrik består framför allt av bark och fibrer men även fasta oorganiska ämnen som mesa och icke lösta kemikalier. Dessa ämnen kan efter utsläpp i vattnet sjunka till botten och orsaka skador för växter och djur, bl. a. för fisken och dess lekplatser. Fibrer och bark är biologiskt nedbrytbara, vilket medför att framför allt det bottennära vattnets innehåll av syre konsumeras under nedbrytningsprocessen. Vid utsläpp av större mängder nedbrytbara produkter kan total syrebrist och svavelvätebildning uppstå med följdförändringar bl. a. i bottenfaunan.

Syreförbrukande ämnen eller ämnen som oxideras i avloppsvatten från massaindustrin är framför allt kolhydrater, organiska syror och alkoholer. Dessa tillhör de lättoxiderbara ämnena och konsumerar syre från vattenvolymen närmast utsläppen. Tillgången på löst syre är väsentlig för vattenkvaliteten. Vid stora momentana utsläpp kan fiskdöd inträffa genom att syret snabbt tar slut i vattenmassan. Ligninämnena är svårnedbrytbara och påverkar främst färg- och ljusgenomsläpplighet i vattnet.

Närsalter finns bl. a. i kambiumskiktet, dvs. lagret mellan bark och ved. Detta skikt lossnar vid barkningen, varför vissa mängder av dessa ämnen följer med avloppsvattnet. Närsalter tillsätts vidare ibland vid biologisk rening av massaindustrins avloppsvatten, eftersom sådant vatten i allmänhet är fattigt på närsalter. Närsalter göder sjöar och vattendrag och påskyndar deras naturliga åldrande.

Lukt- och smakpåverkande ämnen utgörs främst av harts- och fettsyror, svavelväte och olika organiska svavelföreningar. Denna smakpåverkan kan i vissa fall spåras flera tiotal kilometer från utsläppspunkten.

Avloppsvatten från massafabriker har ofta förhöjd temperatur i förhållande till den omgivande vattentemperaturen. Antalet bakterier är ofta mycket stort. I pappersbruksvatten utbildas t. ex. ofta s. k. termostabila colibakterier (tarmbakterier). För att förhindra bakterie- och svampangrepp på massaprodukten användes tidigare bekämpningsmedel som visades kunna upplagras i organismerna, t. ex. fenylkvicksilverföreningar eller pentaklorfenol. Användningen av dessa föreningar för detta ändamål är numera förbjuden.

Avloppsvatten från tillverkning av blekt kemisk massa innehåller olika klorerade organiska föreningar, som i många fall är mycket svårnedbrytbara i naturen och kan anrikas i näringskedjorna. Vissa av dessa föroreningar har påvisats vara akut giftiga för fisk och andra vattenlevande organismer.

Andra giftiga komponenter i avloppsvatten från massaindustri är ett antal relativt lätt nedbrytbara, icke flyktiga föreningar, t. ex. hartssyror och omättade fettsyror.

Vid tillverkning av massa och papper används stora mängder kemikalier, främst i samband med kokning av kemisk massa, blekning av massa samt som tillsats vid tillverkning av papper. Som kokkemikalier används huvudsakligen svavel, svaveldioxid, kalksten, magnesiumoxid, natriumhydroxid, natriumsulfid och natriumsulfat. Huvuddelen av dessa kemikalier återvinns inom processen. Som blekkemikalier används bl. a. klor, klordioxid, natriumhydroxid och natriumhypoklorit. Vid blekning av mekanisk massa används bl. a. organiska komplexbildande ämnen som DTPA, EDTA, NTA etc.[4] DTPA och EDTA är inte biologiskt nedbrytbara och misstänks kunna tas upp och anrikas i näringskedjorna. Tillsatskemikalier tillsätts massan för att ge denna eller papperet en viss egenskap eller för att påverka tillverk-

[4] Komplexbildare kallas ämnen som lätt bildar stabila föreningar med metalljoner. NTA = natrium – nitrilo – triacetat, EDTA = etylen – diamin – tetraacetat, DPTA = ditylen – triamin – pentaacetat.

ningsprocessen på visst sätt. Sammanlagt beräknas ca 500–600 olika produkter användas. Flera av tillsatskemikalierna är relativt ofarliga och deras effekt på naturmiljön är troligtvis liten, t. ex. stärkelse, lerprodukter, hartser och syntetiska polymerer. Grupper av kemikalier som kan ha större effekter när de släpps ut i omgivningen är främst konserverings- och slembekämpningsmedel, komplexbildare, optiska vitmedel och färgmedel.

Föroreningar som släpps ut till atmosfären är i huvudsak sura gaser, illaluktande ämnen och stoft.

Sura gaser, främst svaveldioxid, bildas huvudsakligen vid förbränning av förbrukade kokvätskor och eldningsolja. Vidare släpps svaveldioxid ut från sulfitmassafabrikerna vid beredningen av kokvätska samt vid kokningen. Svaveldioxid omvandlas genom inverkan av luftens syre delvis till svavelsyra. Svaveldioxiden orsakar dels lokala skador som växtskador, skador på material och skador på människors hälsa, dels regionala skador i form av försurning av mark- och vattenområden.

Illaluktande ämnen bildas främst vid tillverkning av sulfatmassa och vid förbränning av de förbrukade kokvätskorna. De illaluktande ämnena innehåller svavel och luktar starkt även vid stor utspädning.

Utsläpp av stoft sker främst vid förbränning av kokvätska, bark och olja. Stoftet består således dels av olika kemikalier, dels av sot och aska. Skadeverkningarna av stoft skiftar beroende på stoftets sammansättning.

Kontinuerligt buller, dvs. icke önskvärt ljud, alstras inom massa- och pappersindustrin framför allt av motorer, kompressorer och fläktar. Oregelbundet buller förorsakas bl. a. av barkningsmaskiner, bark- och balpressar, flistransportsystem samt olika transportfordon. Stötvis buller förekommer bl. a. i samband med blåsning av överskottsånga.

Vid genomförda bullermätningar fram till 1974 i omgivningen utanför svenska massafabriker i närheten av de mest utsatta bostadsområdena har ljudnivån uppmätts till värden som i allmänhet överskrider gällande riktvärden för externt industribuller.[5]

Grafisk industri

Av den grafiska industrins ca 900 anläggningar år 1974 är det främst 700 tryckerier och drygt 100 tryckformsindustrier som är av intresse från miljösynpunkt. Fem av sistnämnda anläggningar hade fler än 500 anställda. Avloppsvattnet från dessa kan innehålla sura och alkaliska ämnen, metalljoner och ferricyanider.

De biologiska processerna i vattenmiljön har sina mest fördelaktiga livsbetingelser inom ett relativt snävt pH-intervall (6,5–8,5). Akuta skadeverkningar kan därför inträffa vid plötsliga pH-ändringar, vid dumpning av starkt sura eller alkaliska bad.

Avloppsvatten från den grafiska industrin innehåller tungmetalljoner som koppar, silver, kadmium, krom och zink. Dessa är samtliga mer eller mindre giftiga för vattenlevande organismer. Även ferricyanider kan ha giftig verkan. Detta gäller även i viss utsträckning oljor, lösningsmedel och tensider, som också kan förekomma i avloppsvattnet från grafisk industri.

Utsläpp av lösningsmedel från den grafiska industrin till atmosfären kan

[5] Statens naturvårdsverk publ. 1973:5.

vålla olägenheter i form av dålig lukt. Lösningsmedel som används är t. ex. toluen, tri, bensin och andra petroleumfraktioner.

Kemisk industri[6]

Den kemiska industrin bestod år 1974 av drygt 800 anläggningar, varav 14 med fler än 500 anställda. Betydande delar av den kemiska industrin i Sverige är lokaliserad till västkusten, Skåne och Vänern-Mälardalen. Miljöproblem av utsläpp från den kemiska industrin är mycket skiftande till sin karaktär. Några vanliga miljöproblem skall dock beröras.

Tillverkning av oorganiska kemikalier, dvs. främst svavelsyra, fosforsyra, ammoniak och salpetersyra, förekommer vid ett 20-tal anläggningar i Sverige. Tillverkningen av svavelsyra leder främst till utsläpp av svavel via processgaser och av vissa mängder tungmetaller via avloppsvattnet. Vid tillverkning av fosforsyra enligt den våta metoden leder utsläppen av fluor till atmosfären till de mest framträdande miljöproblemen, framför allt genom växtskador i omgivningen. Sådan tillverkning förorsakar också stora mängder avfallsgips, som vid de svenska anläggningarna f. n. till största delen leds ut i närmaste vattenområde. Avloppsvattnet innehåller också tungmetaller som kvicksilver, kadmium och krom samt arsenik. Den oljebaserade ammoniaktillverkningen leder till framför allt utsläpp av svaveloxider. Avloppsvattnet innehåller främst olja och ammoniak. Det dominerande miljöproblemet vid tillverkning av salpetersyra orsakas av bildningen av nitrösa gaser (kväveoxider).

Tillverkningen vid kloralkaliindustrin i Sverige som år 1974 bestod av åtta anläggningar har hittills skett genom elektrolys av koksalt med användande av kvicksilver som elektrod. Processen leder till utsläpp av kvicksilver framför allt till atmosfären. Kvicksilver tillhör de ämnen som kan anrikas i näringskedjorna. En kvicksilverfri process, diafragmaprocessen, har nyligen tagits i drift vid en anläggning i Sverige. Vidare kommer en försöksanläggning med en annan kvicksilverfri process, membranmetoden, inom kort att tas i bruk vid en anläggning.

Tillverkning av klorater, som bl. a. används till blekmedel vid massatillverkning, ogräsbekämpningsmedel och tändstickstillverkning, förekommer vid fyra anläggningar i Sverige. Processerna vid tillverkning är i det närmaste slutna, dvs. avloppsvattenutsläpp förekommer endast i mindre utsträckning. Vissa utsläpp av klorater och kromater kan dock förekomma. Klorater är starkt oxiderande och därför korrosiva samt i vissa fall explosiva. Processgaserna innehåller bl. a. klor och stoft.

Tillverkning av gödselmedel och för denna process nödvändiga baskemikalier medför utsläpp till atmosfären av framför allt svaveloxider, kväveoxider, fluor och stoft beroende på vilket gödselmedel som tillverkas. År 1974 fanns 5 anläggningar i Sverige, samtliga med färre än 500 anställda. Gödselmedlen består främst av närsalterna kväve (N), fosfor (P) eller kalium (K) eller blandningar därav. Innehållet i utsläppen till sjöar och vattendrag kan vara kväve- och fosforföreningar, fluor och metaller.

I läkemedelsindustrins tillverkningsprocesser används flera tusentals olika substanser. Rester av dessa ämnen släpps ut via avloppsvattnet eller i utblåsningsluften till atmosfären. Kunskaperna om effekten av dessa förore-

[6] Industrin i den fysiska riksplaneringen. Delar av den kemiska industrin. SIND PM 1977:10.

ningar är f. n. liten. År 1974 fanns i Sverige 15 sådana industrier, varav 1 med fler än 500 anställda.

Sprängämnesindustrins miljöproblem hänger framför allt samman med att tillverkningen ger upphov till utsläpp av kväveföreningar. Utsläpp av kväve förekommer också vid en rad andra verksamheter. Kvävet anses i likhet med fosfor verka som gödningsämne i sjöar och vattendrag. År 1974 fanns det 16 sprängämnesfabriker i Sverige, varav 3 med fler än 500 anställda.

Miljöproblemen vid de 6 petroleumraffinaderierna hänger i första hand samman med utsläpp till atmosfären av svaveloxider, kväveoxider, koloxider, stoft i form av sotpartiklar, lättflyktiga kolväten samt illaluktande ämnen som svavelväte och merkaptaner. De sistnämnda ämnena kan ge upphov till dålig lukt främst inom ett närområde på upp till ett par kilometer, men vid speciella vädersituationer kan lukten bli märkbar på flera mils avstånd. Utsläpp till vattenområden av kvarvarande oljerester, löst svavelväte och fenoler kan medföra smak- och luktförsämring av fisk. Utsläpp av stora mängder överskottsvärme kan förekomma. Övriga störningar från petroleumraffinaderier består i buller- och ljusstörningar, främst från facklor som är avsedda att förbränna överskottsproduktion och biprodukter. Dessa störningar kan ha en utbredning av en eller ett par kilometer.

Andra petrokemiska produkter som eten, polyeten, vinylklorid m. m. används som råvaror för petroindustrin, tillverkning av basplaster m. m. Vid sådan tillverkning förekommer utsläpp av framför allt en mängd olika kolväten men också bl. a. tungmetaller och närsalter till vatten. De viktigaste förändringarna i vattenmiljön kan hänföras till utsläpp av giftiga, anrikningsbara och svårnedbrytbara substanser. Utsläpp till atmosfären från den petrokemiska industrin kan innehålla klorerade och andra kolväten som eten, propen, vinylklorid och svaveloxider. Vinylklorid misstänks ha cancerframkallande egenskaper. Kolväten kan vidare inverka negativt på växtodling. Osäkerheten om verkningarna av utsläppen till såväl vatten som luft är f. n. stor. År 1974 fanns i Sverige ett 100-tal plast- och övriga petrokemiska fabriker, varav 3 med fler än 500 anställda. Tyngdpunkten av denna tillverkning ligger i det petrokemiska industrikomplexet i Stenungsund.

Jord- och stenindustri

Jord- och stenindustrin bestod år 1974 av ca 700 anläggningar, men av dessa är det främst 7 mineralullsfabriker och 7 cementfabriker och ett fåtal glasfabriker som är av intresse från miljösynpunkt.

Tillverkningen av mineralull ger upphov till utsläpp av svaveldioxid till atmosfären genom förbränning av olja, stoft, svavelväte och illaluktande organiska föreningar. För kylning används vatten, vilket medför viss temperaturhöjning i vattenområdena närmast anläggningen. Vid tillverkningen uppkommer vidare stora mängder fenolhaltigt fast avfall.

Tillverkningen av cement ger upphov till utsläpp av stora mängder stoft till atmosfären. Stoftutsläppen sker dels direkt från ugnar, krossverk, kvarnar och kylare, dels indirekt från upplag, vägar m. m., s. k. diffus damning. Uppvärmning av ugnarna, vilken oftast sker genom förbränning av olja, förorsakar vidare utsläpp av svaveloxider. Huvuddelen av svavlet binds dock i produkten. Kylvatten samt dränerings- och regnvatten från täktområdena

släpps också ut. Avfallet från täktområdena utgörs av avschaktade jordmassor, avfallssten, damm från filter, tegelskrot m. m. Sprängningarna kan vidare ge upphov till olägenheter i form av buller och skakningar. Täktverksamheten medför en betydande inverkan på landskapsbilden.

Järn-, stål- och metallverk[7]

Den svenska järn- och stålindustrin bestod år 1974 av 33 järn- och stålverk, 4 ferrolegeringsverk, 8 icke-järnmetallverk samt 139 gjuterier och valsverk. 16 av dessa hade fler än 500 anställda. Specialstålverken är främst lokaliserade till Bergslagen medan handelsstålverken är spridda över landet.

Från stålframställning genereras betydande mängder stoft i form av järnoxid, kiseldioxid och också tungmetaller som krom, mangan, molybden och nickel samt svaveldioxid till atmosfären. De största mängderna genereras vid de stora integrerade handelsstålverken med masugnar och sinterverk. Specialstålverken har å andra sidan ofta stora mängder utsläpp av tungmetaller. Från masugnar kan stoftutsläppen vara betydande. Masugnsgasen har högt värmevärde och används för bl. a. uppvärmningsändamål. Gasen, som innehåller koloxid, koldioxid, vätgas och kvävgas, måste emellertid innan den kan utnyttjas för uppvärmning tvättas och kylas. Tvättvattnet förorenas härvid av bl. a. cyanider, fenoler och stoft. Även lösta metaller som zink och bly kan finnas i gasreningsvattnet. Valsning och stränggjutning ger upphov till utsläpp av kylvatten förorenat med olja och fasta partiklar. Utsläpp av avloppsvatten uppkommer vidare från betningsprocesser i form av sura metallhaltiga sköljvatten. Bortsett från viss temperaturhöjning är kylvattnet från järnverkens ugnar dock i allmänhet relativt rent. Mätningar av bullernivån i omgivningen utanför 19 svenska järnverk i närheten av de mest utsatta bostadsområdena visar ljudnivåer som i allmänhet överskrider gällande riktvärden för externt industribuller.

Från ferrolegeringsverken sker också utsläpp av metalloxider av järn, krom, mangan, kisel m. fl. metaller i form av stoft till atmosfären. Vidare sker utsläpp till atmosfären av svaveldioxid. Bullernivåerna är också vid dessa anläggningar höga.

Tillverkning av icke-järnmetaller ur malm är mycket oenhetlig och ger upphov till en rad olikartade miljöproblem. I Sverige framställs f. n. metallerna aluminium, koppar, bly och kisel i större mängder. Vid tillverkning av olika basmetaller ur sulfidmalmer förekommer utsläpp av svaveldioxid till atmosfären och tungmetaller som bl. a. koppar, bly, zink, kadmium, arsenik och kvicksilver till såväl sjöar och vattendrag som till atmosfären. Vid tillverkning av aluminium ur malm är utsläppen av fluor och tjära till omgivningen de allvarligaste problemen. Utsläpp av fluor kan ge upphov till skador på växtlighet, bl. a. på barrträd, och tjärutsläppen kan ge negativa hälsoeffekter.

Tillverkningsprocesserna vid järn- och stålverk, ferrolegeringsverk och icke-järnmalmsverk ger upphov till betydande mängder avfall av varierande beskaffenhet, t. ex. slagg från stålverk och masugnar, slam från neutraliseringsanläggningar och betbad, stoft från rökgasrening, glödskal från betningsanläggningar och valsverk, svarvspån, slipstoft, förbrukad gjuterisand, lera, tegel från ugnsinfordringar och olja. I allmänhet deponeras avfallet i

[7] Industrin i den fysiska riksplaneringen. Järn-, stål- och metallverk. SIND PM 1977:4.

anslutning till industriområdena, t. ex. för utfyllnad av låglänt mark. Vissa avfallsmassor såsom tungmetallhaltigt slam från neutraliseringsanläggningar, fenolhaltig gjuterisand, oljehaltigt glödskal samt cyanid- och fenolhaltigt stoft från rening av hyttgas kan emellertid vid olämplig deponering ge upphov till vattenförorening. Vissa andra avfall, framför allt stoft från rökgasrening, kan ge upphov till besvärande damning. Hantering av slagg kan vidare ge upphov till buller för omgivningen.

Verkstadsindustri

Verkstadsindustrin bestod enligt industristatistiken för år 1974 av ca 4 400 anläggningar, varav 93 med fler än 500 anställda. Av dessa är enbart de största (mer än 5 000 m^2 tillverkningsyta) förprövningsskyldiga enligt miljöskyddslagen. Till verkstadsindustrin hör enligt industristatistiken drygt 600 ytbehandlingsindustrier. Utöver dessa tillkommer ett antal ytbehandlingsindustrier med färre än 5 anställda, vilka inte noteras i industristatistiken. Sammanlagt beräknas antalet ytbehandlingsindustrier i Sverige därför uppgå till 700–800. Dessa är huvudsakligen spridda över södra och mellersta Sverige.

Varv och havsindustri (off shore-industri) ställer krav på mark och andra naturresurser, t. ex. skyddad djuphamn i anslutning till farled. De områden i Sverige som erbjuder dessa förutsättningar är ofta av intresse för t. ex. friluftsliv och naturvård. Verksamheten som sådan påverkar dock inte den omgivande naturmiljön i övrigt på något påtagligt sätt. Vissa miljöstörningar förekommer dock, t. ex. svetsrök, lösningsmedelutsläpp och buller. År 1974 fanns 42 varv i Sverige, varav 8 med fler än 500 anställda. De största varven är lokaliserade till västkusten.

Utsläppen från ytbehandlingsindustrier till vatten härrör från såväl förbehandlingssteg, t. ex. betning i syra och avfettning i alkali eller tri, som metallbeläggning. Både förbrukade ytbehandlingsbad och sköljvatten kan ge utsläpp av bl. a. zink, krom, nickel, koppar, kadmium, cyanider, fosfor och fetter. Användning och utsläpp av oljeemulsioner förekommer också. Flertalet anläggningar är anslutna till allmänna avloppsreningsverk.

Utsläppen till atmosfären kan innehålla tri och zink från förzinkningsanläggningar. Även andra gaser från ytbehandlingsbad kan ge direkta olägenheter i den närmaste omgivningen.

2.2.3 *Energiproduktion*

All energiomsättning medför miljöproblem. Dessa kan uppträda i några eller flera av processerna utvinning, förädling, transport, omvandling eller användning. En jämförelse av olika slags miljöproblem försvåras av att de är av så olika natur, lokala, regionala eller globala. I den fortsatta framställningen kommer några av de miljöproblem att beröras, som hänger samman med förbränning av fossila bränslen, vattenkraft och kärnenergi. Annan förnyelsebar naturenergi som t. ex. solenergi, vindenergi, våg- och tidvattenenergi och geotermisk energi eller andra energiråvaror som torv, skiffer eller s. k. energiskogar behandlas inte i detta sammanhang.

Gemensamt för alla former av elproduktion i stor skala är en omfattande

påverkan på landskapsbilden av överföring av elkraft genom luftledningar.

Fossila bränslen

Kol, olja och naturgas har en dominerande roll i världens energiförsörjning. Jordens kända utvinningsbara förråd av fossila bränslen uppskattades år 1974 av organisationen världsenergikonferensen (World Energy Conference, WEC) till ungefär motsvarande 760 000 milj. ton olja, fördelat på 47 procent kol, 12 procent råolja, 35 procent olja som kan utvinnas ur tjärsand och oljeskiffer samt 6 procent naturgas.

För närvarande är i Sverige oljan den viktigaste energikällan. Antalet värmekraftverk i Sverige med elproduktion uppgår till ca 250.

Användningen av olja medför risk för omfattande vattenförorening i samband med utvinning och transport. Risk för oljespill finns speciellt vid utvinning till havs. Utvinning av kol ger stora sår i landskapet om brytningen sker i ytan. Utvinning av naturgas kan medföra stora utsläpp av svavelföreningar. Förädling och förbränning av olja och kol medför utsläpp av framför allt sot, stoft, svaveloxider, kväveoxider, koldioxid, kolväten, illaluktande ämnen som svavelväte och merkaptaner, små mängder kvicksilver och andra tungmetaller, små mängder radioaktiva ämnen, samt i fråga om kol, stora mängder aska. Utsläpp av överskottsvärme från energiproducerande anläggningar är ett annat miljöproblem.

Oljeraffinaderiernas miljöproblem har tidigare behandlats i avsnitt 2.2.2.

Utsläpp av svavel från förbränning av fossila bränslen ger negativa effekter av i huvudsak två olika slag. Den ena typen av effekter är en följd av att höga halter av svaveloxider i luften kan uppkomma lokalt på grund av utsläpp, ofta på låg nivå. Dessa höga koncentrationer kan i sin tur skada såväl människor och växtlighet som bilar, byggnadsmaterial, järnkonstruktioner o. d.

Den andra effekten av utsläpp av svavel är en följd av att svavlet, efterhand som det transporteras vidare med vindarna, tillförs mark och vatten antingen i torr form eller med nederbörden. Det är här fråga om spridning över stora områden. Beräkningar och mätningar bl. a. i OECDs regi visar att omkring 50–70 procent av det svavel som faller ner över Sverige kommer från källor utanför landet. Ungefär lika mycket av de svenska utsläppen beräknas å andra sidan falla ned utanför landets gränser.[8] Nedfallet av svavel medför att mark och vatten försuras och att de övre markskikten urlakas. Som följd härav kan bl. a. tungmetallsalter komma att lösas upp och föreligga i löst form varigenom dessa lättare kan tas upp och anrikas i näringskedjorna. Betydande markarealer i bl. a. syd- och västsverige är känsliga för försurning.

Vissa klara förändringar, som är en direkt följd av svavelnedfallet, har registrerats, främst i form av sänkta pH-värden i sjöar och vattendrag i södra och mellersta Sverige. Denna försurning har i sin tur medfört ekologiska förändringar, fisken har t. ex. i vissa sjöar försvunnit helt. Hittillsvarande forskningsresultat tyder på att försurningen av mark och vatten kommer att medföra en minskad skogsproduktion. Däremot är omfattningen av denna påverkan inte helt utredd och inte heller tidpunkten när en minskning kommer att kunna observeras.[9]

[8] The OECD Programme on long range transport of air pollutants. OECD 1977.

[9] Se utredningens betänkande (SOU 1974:101) Begränsning av svavelutsläpp – en studie av styrmedel.

Tvättning av kol för att avlägsna svavel ger stora mängder förorenat vatten.

De fossila bränslena innehåller varierande mängder metaller som t. ex. kvicksilver, kadmium, bly, krom och vanadin, vilka om de inte kan innehållas vid förbränningen sprids i naturen. De har visat sig ha effekter som t. ex. anrikning i flora och fauna, tillväxthämning av växter, bl. a. minskad skogsproduktion i närområdet till utsläppspunkter, påverkan på mineraliseringsprocesser i sjöarna samt betydande hälsoeffekter. Även avfallsupplagen från förbränning av kol kan vara en källa för spridning av metaller i naturen.

Förbränning av naturgas ger betydligt mindre luftföroreningar än olja och kol. Utsläppen av t. ex. kväveoxider kan dock vara stora.

Ett uppmärksammat miljöproblem är de ökande halterna koldioxid i atmosfären. Man räknar med att luftens koldioxidhalt nu är ca 10 procent högre än före industrialismens början för omkring 100 år sedan.[10] Med nuvarande takt i användningen av fossila bränslen beräknas det ta 200–250 år innan lufthavets koldioxidhalt fördubblats. Redan en årlig tvåprocentig ökning av förbränningen innebär att koldioxidhalten har fördubblats inom 100 år. Världshaven beräknas i och för sig kunna absorbera större delen av detta koldioxidtillskott men det kan ta tusentals år i anspråk. Den ökade koldioxidhalten bedöms kunna orsaka en s. k. växthuseffekt. Det innebär att atmosfären släpper igenom den inkommande solstrålningen relativt väl, men att koldioxiden hindrar en del av jordytans värmeutstrålning från att tränga tillbaka ut i rymden. Temperaturen på jordytan stiger därigenom. En fördubbling av koldioxidhalten har beräknats leda till en temperaturförhöjning vid jordytan på två–tre grader eller mer vid jordpolerna. En sådan klimatförändring skulle bl. a. leda till att stora områden torkades ut och att polarisarna började smälta ned.

En effekt som verkar i motsatt riktning orsakas av de ökade stoftutsläppen i atmosfären. Dessa partiklar hindrar solinstrålningen. Den sammanlagda effekten på klimatet av koldioxid- och stoftutsläppen är därför f. n. osäker.

Kärnenergi

Miljöproblemen i samband med brytning av uran har tidigare berörts, se avsnitt 2.2.2. Fyra platser i Sverige, Barsebäck, Forsmark, Ringhals och Simpevarp, är anvisade för produktion av elenergi i kärnkraftverk.

Anrikning och bränsletillverkning beräknas inte medföra stora omgivningsproblem. Anrikningen är dock kraftigt elenergikrävande. Sådana anläggningar finns dock inte i Sverige.

Miljöproblemen vid en kärnkraftreaktor består i korthet av risken för utsläpp i samband med olyckshändelse och/eller sabotage, de kontinuerliga utsläppen av radioaktiva ämnen, varmvattenutsläpp samt också inverkan på landskapsbilden.

Transporten av bränsle efter användningen i reaktorn måste ske i särskilda behållare, som dels skärmar av strålningen, dels skyddar bränslet mot yttre åverkan.

Upparbetningsanläggningar, som dock inte heller finns i Sverige, kan också

[10] B. Bolin: Energi och klimat. 1975.

ge problem i den omgivande naturmiljön.

Det miljöproblem som nu diskuteras mest är hur det högaktiva avfallet från kärnkraftverk skall tas om hand. De huvudalternativ som därvid diskuteras är att upparbeta och återanvända delar av bränslet och deponera avfallet i t. ex. berggrunden eller att direkt deponera det långlivade avfallet utan föregående upparbetning.

Vattenkraft

Vattenkraft är den ojämförligt viktigaste av de förnyelsebara energikällorna i Sverige. Vattenkraften bygger på att vattnets lägesenergi utnyttjas när vattnet faller från en högre till en lägre nivå. Antalet vattenkraftverk i Sverige uppgår till ca 1 000.[11]

Miljöproblemen vid vattenkraft kan inte mätas i föroreningsmängder per framställd energienhet till skillnad från miljöproblem vid användning av fossila bränslen och kärnkraft. Vattenkraft kan användas som energikälla i stort sett utan påtagliga störningar i form av föroreningsutsläpp, avfall etc. Däremot innebär en vattenkraftsutbyggnad avsevärda ingrepp i vattendragets och den närmaste omgivningens ekologi. För varje utbyggnad ökar också värdet av de ännu icke utnyttjade vattenkraftsresurserna. För Sveriges del har utbyggnaden kommit så långt att större delen av de utbyggbara vattenkraftresurserna redan tagits i anspråk.

En vattenkraftstation utnyttjar ofta fallhöjden utefter en ganska lång sträcka av vattendraget genom en dammbyggnad och ett tunnelsystem. En utbyggd älvsträcka består av en serie torrfåror, lugnvatten och dammtrösklar i stället för de ursprungliga fallen, forsarna och selen. Sprängmassorna från tunnel och maskinsal brukar delvis utnyttjas i dammen men måste för övrigt deponeras någonstans i terrängen nära anläggningen. Det rör sig ofta om ansenliga mängder.

Älvars naturliga vattenföring varierar med årstiderna med högvatten vid snösmältningen på våren och lågvatten på vintern. Kraftproduktionen fordrar i stort sett motsatt förhållande. För att uppnå detta skapas i älvarnas övre lopp regleringsmagasin, där smält- och regnvatten kan sparas till andra årstider. Vattenmagasin kan också användas för flerårsreglering eller korttidsreglering.

Vattenståndsvariationer i magasinen utarmar och dödar vattenvegetationen och bottenfaunan, varvid tillgången på fiskföda och fiskbeståndet minskas. Ingreppen i älvfårorna förstör lekplatserna för strömlekande fiskarter och dammbyggnaderna hindrar vandringsfisken, t. ex. laxen.

Älven som kommunikationsled påverkas givetvis av vattenkraftutbyggnaden. Vidare förorsakas renskötseln stora skador genom vattenkraftutbyggnaden. Odlad jord och boplatser överdäms ofta.

2.2.4 *Tätorter*

I det följande behandlas vissa miljöproblem förknippade med vattenförsörjnings- och avloppsanläggningar och avfallshantering i tätorter. Miljöproblem i samband med trafik behandlas i avsnitt 2.2.5. Energiomsättningen och dess miljöproblem har tidigare behandlats i avsnitt 2.2.3.

[11] Översiktlig kartläggning av landets vattentillgångar och vattenanvändning. Delrapport vattenkraft. SNV PM 853, 1977.

Vattenförsörjnings- och avloppsanläggningar

Vattenförsörjningen och avloppsvattenreningen är i tätorterna oftast integrerade i ett tekniskt system. Det finns ca 1 400 avloppsreningsverk i tätorter i Sverige. I glesbygden ombesörjs dessa tjänster oftast genom enskilda anläggningar. Tre huvuddelar i det tekniska systemet kan urskiljas, nämligen vattenreningsverk, avloppsreningsverk och ledningssystem. Från vattenreningsverket leds vattnet i vattenledningsnätet till konsumenten (hushåll, industri, allmän service m. m.). Från konsumenten leds det förbrukade vattnet, spillvattnet, vidare i avloppsledningsnätet till avloppsreningsverket. Utöver spillvatten tillförs avloppsreningsverken tidvis betydande mängder dag- och dräneringsvatten. Dagvatten utgörs huvudsakligen av regnvatten, som rinner av från gator m. m. Dag- och spillvatten avleds antingen i gemensamma ledningar (s. k. kombinerat system) eller i separata ledningar (s. k. duplikatsystem). I duplikatsystemet avleds spillvattnet till ett avloppsreningsverk, medan dagvattnet oftast avleds till ett närliggande dike e. d. Dräneringsvatten tillförs spillvattennätet dels avsiktligt från dräneringsledningar kring husgrunder, dels oavsiktligt genom inläckning i spillvattenledningar med otäta fogar.

Miljöproblem vid ett vatten- och avloppssystem uppstår huvudsakligen i samband med dels utsläpp av det renade avloppsvattnet från avloppsreningsverket eller i samband med s. k. bräddning (direktutsläpp i naturen vid alltför stor tillströmning av avloppsvatten), dels utsläpp av dagvatten.

Avloppsvatten från hushållen, spillvatten, innehåller bl. a. suspenderade ämnen, lösta organiska ämnen, närsalter som fosfor- och kväveföreningar samt ett stort antal bakterier och virus. Genom att industriellt avloppsvatten också i viss utsträckning förs till det kommunala avloppsreningsverket – enligt specialenkäten till KELP 74–78 tas i genomsnitt 20–25 procent av reningskapaciteten i anspråk av industriavloppsvatten – innehåller avloppsvattnet också i varierande grad metallsalter, olja, fett, ytaktiva ämnen (t. ex. tensider) sura eller alkaliska ämnen etc.

Dagvattnet har också visat sig kunna innehålla skadliga substanser (t. ex. tungmetaller, olja) som kan orsaka allvarliga miljöstörningar.

Avfall

Fasta avfall, som uppkommer i tätorter, är bl. a. hushållsavfall, slam och miljöfarligt avfall. I Sverige fanns år 1974 ca 900 avfallsanläggningar. Dessutom finns ett stort antal som inte var i drift. Huvuddelen av anläggningarna i drift var upplag för fast avfall och slam, 22 var förbränningsanläggningar och 10 anläggningar för kemiskt avfall, riskavfall, spillolja m. m.[12]

Olika metoder för hantering av hushållsavfall medför miljöproblem av olika slag. Deponering av avfall kan t. ex. medföra förorening av sjöar och vattendrag genom s. k. lakvatten och förorening av grundvattnet. Vidare kan besvärande lukt uppstå. Förbränning av avfall ger upphov till luftföroreningar av olika slag, främst stoft. Avfallshanteringen kan också innebära slöseri med råvaror och energi.

Ett välkänt och omdebatterat miljöproblem i samband med skräp och avfall

[12] Avfallsanläggningar i Sverige. Statens naturvårdsverk publ. 1975:11.

av olika slag är nedskräpning i naturen. Förfulning av naturen – de estetiska effekterna – har då framhållits som den allvarligaste olägenheten. Andra följder är skador och risk för sådana på människor, djur etc. samt, vid större anhopningar av skräp, sanitära olägenheter. Vidare har pekats på risken för skador på jordbruksmaskiner på och intill åkrarna.

2.2.5 *Trafik*

De trafikmedel som för närvarande tillgodoser vårt behov av transportarbete förorsakar miljöproblem av skilda slag. I det följande behandlas främst de miljöproblem som orsakas av biltrafiken. Många av de störningar som bilarna förorsakar gäller även i skiftande grad för andra trafikmedel såsom tåg, flygplan, båtar etc. Begränsningen av framställningen till att gälla främst biltrafiken kan motiveras med att bilar och bussar svarar för mer än 90 procent av det inrikes persontransportarbetet och ca 50 procent av det inrikes godstransportarbetet.[13]

De bensindrivna trafikmedlen (bilar, flygplan m. fl.) avger föroreningar främst i form av koloxid, kolväten, kväveoxider, blyföreningar och sotpartiklar. På senare tid har även andra föroreningar uppmärksammats, främst polycykliska, aromatiska kolväten och nitrosaminer. Bilarna förorsakar vidare förorening av naturmiljön genom luftburna partiklar, som uppstår vid slitage av däck och vägbeläggning, genom utläckande bensin och olja m. m. Bilar, flygplan m. fl. alstrar också buller.

Med bilarna följer också olika avfallsprodukter som förbrukad olja och uttjänta bilar. Andra olägenheter till följd av användning av bilar är skakningar med åtföljande skador på byggnader och störande strålkastarljus. Transport av farligt gods på väg innebär vidare ett riskmoment för bl. a. naturmiljön.

Det totala antalet personbilar är f. n. ca 2,9 milj. och antalet andra motordrivna fordon (lastbilar, bussar, traktorer, motorcyklar, mopeder) ca 0,9 milj.[14]

Störningar från flygverksamhet förekommer främst i närheten av de ca 220 flygplatserna i Sverige. Av dessa berörs 26 flygplatser av reguljärt inrikesflyg och ett tiotal av s. k. linjetaxiflyg. Antalet flygplansrörelser (starter och landningar) inom den civila resp. militära luftfarten uppgick år 1973 till i runt tal 500 000 resp. 350 000. Följande framställning behandlar två av de mest framträdande av dessa miljöproblem, nämligen avgasutsläppen och bulleralstringen.

Bilavgaser

Luftföroreningar från bilavgaser är i första hand ett problem i tätorterna. Bostadsuppvärmningen och biltrafiken svarar för huvuddelen av luftföroreningen i tätorterna. Genom att fjärrvärme byggs ut i framför allt de större tätorterna och lågsvavliga oljor används minskar föroreningarna från bostadsuppvärmningen.

Det finns två bilavgasproblem – ett lokalt och ett regionalt.

- I omedelbar närhet av trafiken kan avgashalterna vara höga, särskilt vid tät

[13] Transporter i Sverige. Ds K 1975:4.

[14] Transporter i Sverige. Ds K 1975:4.

trafik på trånga citygator. Detta kan medföra olägenheter i form av hälsoeffekter på människor och skador på växter och material.

Gränsvärden för bilavgasföroreningar i gatuluft, som fastställts bl. a. i USA och Kanada, överskrids på många håll i svenska tätorter vid mätning på trottoaren intill de hårdast belastade lederna.

- Inom eller i anslutning till ett område med hög biltäthet kan de samlade avgasutsläppen medverka till uppkomsten av s. k. fotokemisk smog. Dessa föroreningar medför påtagliga hälsorisker och kan ge växt- och materialskador. Sikten försämras också. Mätvärden som visar på fotokemiska smogreaktioner föreligger i bl. a. Stockholms- och Göteborgsregionerna.

Den övervägande delen av de totala utsläppen i Sverige av de tidigare nämnda föroreningarna från bilarnas avgaser härrör från biltrafiken. Kunskapen om miljöeffekterna av dessa föroreningar är tyvärr fortfarande ofullständiga. Det är svårt att entydigt knyta observerade effekter till förekomsten av vissa kemiska komponenter i naturmiljön. Energi- och miljökommittén bedömer t. ex. i bilaga (SOU 1977:68) om fossila bränslen att situationen är högst otillfredsställande när det gäller utsläpp av kvävedioxid från biltrafik. Det finns enligt samma källa starka skäl att anta att ett inte obetydligt antal personer påverkas ogynnsamt av de kvävedioxidhalter som uppkommer under högtrafik och vid låga vindhastigheter.

Effekter yttrar sig på flera sätt. Lättast att observera är t. ex. dålig lukt och nedsmutsning. Föroreningarna medför också akuta gifteffekter, som t. ex. blockering av blodets syretransporterande förmåga. Andra och kanske farligare är sådana som uppenbarar sig först efter lång tid, t. ex. cancersjukdomar. Effekterna kan förstärkas om flera föroreningar uppkommer samtidigt. Undersökningar av effekter på cellulär nivå har visat att viss påverkan på cellfunktioner kan ske redan vid relativt låg exponering. Det är för närvarande inte klarlagt vilken vidare betydelse dessa observationer kan ha.

Avgaslukten är också ett betydande problem. Frekvensen av dålig lukt i trafikmiljö överskrider ofta avsevärt det som maximalt brukar accepteras i andra sammanhang.

Avgaser innehåller tusentals olika ämnen, i första hand kolväten av olika slag. För ett fåtal av dessa finns idag omgivningshygieniska värderingar. Framtida, idag ännu inte utvärderade miljöeffekter kan komma att visa sig ha sitt ursprung i ämnen i bilavgaser. För närvarande pågår t. ex. en diskussion om betydelsen av polycykliska aromatiska kolväten. Ett sextiotal sådana är hittills upptäckta i avgaser. Av dessa har ett tjugotal visat sig ha cancerframkallande egenskaper på djur.

Vägtrafikbuller

Buller från motorfordon består dels av motorbuller, t. ex. förbrännings-, insugs-, avgas-, fläkt- och mekaniskt buller, dels av det ljud som uppstår genom fordonets kontakt med vägbanan, däcksbuller. Vid låga hastigheter, under 50–70 km/h, dominerar normalt motorljudet, medan vid högre

hastigheter däcksljudet allt mer blir det som bestämmer totala ljudnivån.

Effekter av buller hos människan kan variera från direkta hälsoeffekter till försämrad trivsel. Starkt buller kan ge upphov till stadigvarande eller tillfällig hörselnedsättning. De bullernivåer som är aktuella i detta sammanhang är emellertid normalt inte så höga att sådana skador uppstår såvitt man vet idag. Buller kan också ge upphov till reaktioner som t. ex. förändringar av blodtryck, puls, andning etc.

Buller kan givetvis också störa aktiviteter i hushållet, som samtal, lyssnande på radio eller TV, sömn samt olika slag av arbete. Dessa effekter kan ge upphov till besvär hos människor.

En dominerande faktor när det gäller vägtrafikbullrets inverkan på människor har visat sig vara den tunga trafiken med dess höga momentana ljudnivåer. Det gäller särskilt sömnstörningar.

Vägtrafikens buller påverkar ett stort antal medborgare. Trafikbullerutredningen beräknar att ca 2,5 miljoner boende i tätorter f. n. är utsatta för högre ljudnivåer än vad som på sociala och medicinska grunder bör accepteras. Av dessa 2,5 miljoner boende är ca 0,75 miljoner utsatta för ljudnivåer som ligger 10 dB A över denna gräns. En ökning av ljudnivån med 10 dB A upplevs subjektivt som en markant ökning av ljudnivån. Om inga åtgärder i bullerbegränsande syfte vidtas, beräknas antalet boende som är utsatta för störande ljudnivåer i det närmaste fördubblas fram till år 1985.

Flygavgaser

Konsekvenserna av utsläppen av flygavgaser i Sverige är av liknande art som för bilavgaserna, men av en kvantitativt lägre dignitet. Utsläppen från flygtrafiken förorenar främst de övre luftlagren. Av de totala utsläppen i Sverige av koloxid, kolväten och kväveoxider från olika transportmedel beräknas flygtrafiken svara för några få procent. Vissa undersökningar, främst i USA och Sovjetunionen, visar att höga halter av cancerogena polycykliska aromatiska kolväten kan uppkomma i närheten av själva flygplatsen.

Flygbuller

Buller från flygplan består huvudsakligen av buller från motorer, propellrar, rotorer samt s. k. aerodynamiskt buller från flygplansskrov. Vid flyghastigheter överstigande ljudets uppträder dessutom en s. k. ljudbang.

Flygbullers effekter på människor är särskilt påtagliga i närheten av flygplatserna. Olägenheterna har ökat starkt under senare år i och med att jetflygplan även införts för inrikesflyget i Sverige. Effekterna är av samma slag som för andra bullerkällor. Genom de höga momentannivåerna upplevs speciellt kvälls- och nattflygning som störande. Vissa undersökningsresultat tyder på att den högsta förekommande ljudnivån spelar en stor roll för störningsupplevelsen, speciellt när antalet flygplansrörelser är stort.

2.2.6 *Internationella miljöproblem*

Miljöproblemen är inte en specifik företeelse för Sverige. Tvärtom förekommer dessa mer eller mindre uttalade i alla industrialiserade samhällen.

Vatten- och luftföroreningar känner inga gränser. I den tidigare framställningen har redan behandlats flera miljöproblem, som berör flera länder eller t. o. m. hela jorden. Konsekvenserna av miljöproblemens internationalism berörs närmare i kapitel 12.

Exempel på miljöproblem av internationell karaktär är t. ex. föroreningen av världshaven genom oljeutsläpp och dumpning av olika ämnen, föroreningen av Östersjön genom utsläpp från kustländerna, försurningen av mark och vatten genom utsläpp av svavel till atmosfären samt den s. k. "växthuseffekten" över jordklotet orsakad av utsläpp av koldioxid genom förbränning av fossila bränslen. Ett miljöproblem, som delvis har motsatt effekt mot den s. k. "växthuseffekten" orsakas av utsläpp av stoft till atmosfären. Solstrålar tillåts i detta fall inte att nå jordytan.

2.2.7 *Sammanfattning*

Övergödning av sjöar och vattendrag (eutrofiering) förorsakas i första hand av de närsalter, främst fosfor- och kvävesalter, som tillåts komma ut i vattendragen. De största utsläppen av dessa ämnen kommer från ett 100-tal kemiska industrier, ca 1 400 kommunala avloppsanläggningar i tätorter samt från de ca 130 000 jordbruksföretagen i Sverige, främst genom utlakning av åkrarna. Utsläppen av närsalter från den kemiska industrin och framför allt via kommunalt avloppsvatten har under de senaste åren kunnat nedbringas avsevärt, men dessa anläggningar svarar fortfarande för över hälften av fosforutsläppen och ca en tredjedel av kväveutsläppen. Utlakningen från jordbruket har snarare ökat under de senaste åren och jordbruket beräknas nu svara för ungefär två tredjedelar av kväveutsläppen.

Övergödningen av sjöarna och vattendragen påverkar också indirekt *sjöarnas syrehushållning* genom den ökade syrekrävande nedbrytningen av organiska ämnen som blir en av följderna. Ungefär samma miljöeffekt fås genom de direka utsläppen av syreförbrukande organiska ämnen. Sådana utsläpp härrör till övervägande delen från ett 100-tal massa- och pappersfabriker men även från de tidigare nämnda 1 400 kommunala avloppsanläggningarna. Utsläppen från de 700 livsmedelsfabrikerna sker i allmänhet via de allmänna avloppsreningsverken. Utsläppen från alla dessa verksamhetsområden har minskat kraftigt under de senaste åren.

Tungmetaller, dvs. kvicksilver, bly osv. har visat sig kunna *anrikas i näringskedjorna*. Utsläpp av sådana ämnen förekommer främst från ett 40-tal järn-, stål- och metallverk, ett 100-tal gjuterier samt ca 700 ytbehandlingsindustrier. Utsläppen från de sistnämnda industrierna sker i allmänhet via de allmänna avloppsreningsverken. Förekomsten av kvicksilver i naturen härrör främst från ca 7 000 tandläkare och några få batterifabriker men även från jordbruket, ett 10-tal kemiska fabriker, några 10-tal gruvor och metallverk samt förbränning av fossila bränslen. Kvicksilverutsläppen har minskat mycket påtagligt de senaste åren. Bly härrör främst från 2,9 milj. personbilar och 0,9 milj. andra motorfordon, som drivs med bensin. Blyhalterna i bensin har visserligen successivt begränsats men blyutsläppen är fortfarande stora. En annan stor källa för utsläpp av bly är några få metallverk.

Andra ämnen med liknande egenskaper, dvs. att kunna anrikas i

organismerna, är klorerade organiska föreningar. Sådana ämnen förekommer i vissa av de kemiska bekämpningsmedel som används inom jordbruk och skogsbruk. Utsläpp av sådana ämnen förekommer också från bl. a. ett 50-tal massa- och ett 10-tal petrokemiska fabriker.

Effekter av *giftiga ämnen* kan i vissa fall konstateras genom döda eller döende växter och djur (akuta effekter). Det är emellertid vanligare att de faktiska effekterna är mindre dramatiska och visar sig först efter lång tid. När effekterna efter hand kommer fram kan organismerna i vattnet vara skadade för lång tid framåt (långtidseffekter). Sådana miljöproblem är ofta mer långvarigt bestående och kan påverka stora områden. Flera av de tillsatskemikalier, som används inom industrin, har visat sig ha sådana egenskaper. Rester av giftiga tillsatskemikalier förekommer i avloppsvattnet från bl. a. ca 60 gruvor, ca 100 massa- och pappersfabriker, ca 40 textilfabriker, ca 1 600 tvätterier, några 1 000-tal verkstadsindustrier och några 100-tal fabriker inom den kemiska industrin. Andra giftiga ämnen härrör från de 3,8 milj. motorfordonens avgaser. Kunskaperna om dessa giftiga ämnen är emellertid bristfälliga. Under de senaste åren har allt fler giftiga ämnen upptäckts. Sannolikt används f. n. inom industrin ett stort antal produkter som kommer att visa sig ha giftiga egenskaper.

Försurning av mark och vatten förorsakas främst av de svaveloxider som härrör från förbränning av olja och från vissa industriprocesser. Även kväveoxider från förbränning av olja medverkar till försurningen. De största utsläppen av oljesvavel härrör från 1–1,2 milj. enskilda pannor för uppvärmning av bostäder och andra lokaler, ett 100-tal energiproducerande anläggningar, några få cementfabriker och ca 40 järn-, stål- metallverk. Processvavel härrör främst från ett 50-tal massafabriker och ett 30-tal andra processindustrier. Mer än 50 procent av det svavel som faller ned över Sverige beräknas dock komma från källor utanför landet, samtidigt som ungefär lika mycket av de svenska utsläppen beräknas falla ned utanför landets gränser.

Kväveoxider härrör från samma källor som oljesvavlet men också från de 3,8 milj. motorfordonen i Sverige.

Föroreningen av tätortsluften förorsakas främst av de 3,8 milj. motorfordonens avgasutsläpp men även av förbränning av olja för uppvärmningsändamål. Även *regionala luftföroreningsproblem* som fotokemisk smog förorsakas av dessa källor jämte andra källor för förbränning av olja.

Bullerproblem förorsakas främst av de 3,8 milj. motorfordonen och av flygplan i närheten av de ca 220 flygplatserna i Sverige. Buller alstras också vid de större industrikomplexen, t. ex. vid ca 100 massa- och pappersfabriker, ca 40 järn-, stål- och metallverk samt ett 10-tal av de större varven.

Klimatförändringar misstänks kunna förorsakas av de ökade koldioxid- och stofthalterna i atmosfären. Koldioxiden härrör främst från förbränning av fossila bränslen. Stoftutsläpp i Sverige härrör främst från ca 100 massa- och pappersfabriker, några 100-tal asfaltverk, ett 20-tal fabriker inom jord- och stenindustrin samt ca 40 järn-, stål- och metallverk.

I tabell 2.2 redovisas de huvudsakliga verksamhetsområdena med utsläpp av några typer av föroreningar till naturmiljön. I tabell 2.3 redovisas ett försök att gradera effekterna i sjöar och vattendrag av utsläpp av förorenat avloppsvatten.

Verksamhet	Antal enheter (avrundade värden)	Hela naturmiljön			Luftmiljön							
		Ämnen som anrikas i näringskedjorna		Radioaktiva ämnen	Sura gaser		Fluor	Stoft	Koloxid	Kolväten	Illaluktande ämnen	Buller
		Klorerade organiska föreningar	Tungmetaller föreningar		Svaveloxider	Kväveoxider						
Jordbruk	130 000	●	●									
Skogsbruk	250 000	●										
Gruvor	60		●		●			●				
Livsmedelsindustri[a]	700							●				
Textilindustri[a]	40	●	●									
Trävaruindustri	10		●									
Massa- och pappersindustri	100	●	●		●			●			●	●
Grafisk industri	800		●									
Kemisk industri	800		●		●	●	●	●		●	●	●
Jord- och stenindustri	20				●			●	●		●	
Järn-, stål- och metallverk	200		●		●		●	●	●			●
Verkstadsindustri inkl. ytbehandling[a]	1 000		●									●
Energiproduktion, fossil	250		●		●	●		●	●	●	●	
Energiproduktion, vatten	1 000											
Energiproduktion, kärn	10			●								
Biltrafik	2 900 000		●			●		●	●	●		●
Flygtrafik	1 100[b]											●
Båttrafik	700 000[c]											
Allmänna avloppsreningsverk	1 400		●									
Avfallsanläggningar	900	●	●					●				
Anläggningar för kemiskt avfall	10											
Sjukvård	–		●									
Motorsport, skjutbana	4 000											●
Bilreparation	6 000											●
Tvätterier[a]	1 600											

[a] Utsläppen i vattenmiljön sker i regel via allmänna avloppsreningsverk
[b] Antal civila flygplan
[c] Antal fartyg i yrkesmässig trafik uppgår till ca 5 500

Verksamhet	Vattenmiljön										
	Syrehushållningspåverkande ämnen	Suspenderade ämnen	Närsalter (tillväxtstimulerande ämnen)		Smakpåverkande ämnen	Giftiga ämnen			Surhetsförändrande ämnen	Överskottsvärme
			Fosfor	Kväve		Tillsatskemikalier	Oljor, lösningsmedel	Övrigt		
Jordbruk			●	●						
Skogsbruk										
Gruvor		●				●				
Livsmedelsindustri[a]	●	●	●	●						
Textilindustri[a]		●				●				
Massa- och pappersindustri	●	●	●	●	●	●		●	●	●
Grafisk industri					●		●	●	●	
Kemisk industri	●		●	●	●	●	●		●	
Jord- och stenindustri		●								
Järn-, stål- och metallverk		●		●	●		●	●		●
Verkstadsindusrin inkl. ytbehandling[a]			●		●	●	●			
Energiproduktion, fossil										●
Energiproduktion, vatten										
Energiproduktion, kärn										●
Biltrafik										
Flygtrafik										
Båttrafik							●			
Allmänna avloppsreningsverk	●	●	●	●	●		●		●	
Avfallsanläggningar										
Anläggningar för kemiskt avfall										
Sjukvård										
Motorsport, skjutbana										
Bilreparation					●		●			
Tvätterier[a]			●	●		●				

[a] Utsläppen i vattenmiljön sker i regel via allmänna avloppsreningsverk.

Tabell 2.3 Effekter i vattenmiljön av olika ämnen i avloppsvatten i relation till effekternas varaktighet och spridning

Typ av effekt	Område	
	Närområde	Fjärrområde
Snabbt återgående effekter	Akut giftiga ämnen som inte anrikas Ljusabsorberande ämnen Ämnen som ger undvikande reaktioner Surhetsförändrande ämnen i mindre kvantiteter Syrehushållningspåverkande (syreförbrukande) ämnen Tillväxtstimulerande ämnen Bakterier	
Långsamt återgående effekter	Ämnen som anrikas i näringskedjorna och/eller giftiga ämnen Smakpåverkande ämnen Surhetsförändrande ämnen i större kvantiteter Syrehushållningspåverkande (syreförbrukande) ämnen	Icke lättsedimentbara, suspenderade ämnen Syrehushållningspåverkande (syreförbrukande) ämnen Ämnen som ger undvikande reaktioner
Långtidseffekter	Lättsedimenterbara ämnen, t. ex. fibrer	Ämnen som anrikas i näringskedjorna och/eller giftiga ämnen Smakpåverkande ämnen Ljusabsorberande eller i övrigt fotosynteshämmande ämnen Tillväxtstimulerande ämnen Mutationsframkallande och cancerogena ämnen

Källa: Efter "Effekter av skogsindustriella utsläpp till vatten – nuvarande kunskap". Nordmiljö 80 rapport nr 2 B:3, 1977.

2.3 Föroreningssituationen i några områden

2.3.1 *Sveriges sjöar*[15]

I denna översikt över föroreningssituationen i Sveriges sjöar diskuteras inledningsvis några genomgående drag i den nu aktuella situationen. Därefter beskrivs i avsnitt 2.3.2 föroreningssituationen i de fyra stora mellansvenska sjöarna mera ingående.

[15] Efter Statens naturvårdsverk publ. 1976:2 Sjöar under påverkan.

Sverige är jämförelsevis rikt på sjöar, omkring 100 000. Dessa täcker tillsammans ungefär 9 procent av Sveriges yta. De flesta sjöarna bildades eller ombildades efter den senaste istiden, dvs. för 10 000–13 000 år sedan. Inverkan av bl. a. geologiska, meteorologiska, klimatiska förhållanden och tillförsel av olika ämnen har under årens lopp förändrat sjöarna.

En sjös klarhet är av stor betydelse för bl. a. dess värde för rekreation och för vattenförsörjning. Klarheten återspeglar många viktiga kemiska och biologiska skeenden i vattnet. Vattnets klarhet bestäms av dels grumlande partiklar (plankton, mineralpartiklar o. d.), dels lösta färgade organiska ämnen (vanligast humusämnen). Fjällsjöarna har de klaraste vattnen. Klarheten i sjöarna minskar successivt från väster mot öster i norra Sverige. I södra Sverige är de riktigt klara sjöarna mera sällsynta. De grumligaste sjöarna är belägna i södra Sveriges slättområden. Exempel finns dock på att sjöar blivit klara genom att de försurats.

Tillförseln av närsalter till ett sjösystem bestämmer ytterst sjöns produktionsnivå. Låg tillförsel ger ett klarare vatten med sparsam strandvegetation. Kraftig näringstillförsel visar sig i t. ex. ett grönt grumligt vatten, täta vassbälten och ett rikt bestånd av s. k. skräpfisk som mört och braxen. Fosfor och kväve är de viktigaste närsalterna.

I hela norra Sveriges inland är den naturliga tillförseln av fosfor liten. Sjöarna är lågproduktiva och mestadels opåverkade av avloppsvatten. Förorenade sjöar finns i första hand nära kusten i norra Sverige. Fosforhalten i norra Sveriges sjöar ökar successivt från fjällregionen ner mot kusten, vilket främst är geologiskt betingat och alltså helt naturligt. Vissa sjöar är dessutom påverkade av föroreningsutsläpp. I norra Sverige beräknas några få procent av sjöarna vara övergödda av närsalter.

Även i södra Sverige finns i vissa områden sjöar med mycket låga halter av närsalter, företrädesvis starkt kuperade och sjörika områden. I södra Sverige visar 10–20 procent av sjöarna tydliga tecken på övergödning.

Sjöarnas surhet beror till mycket stor del på nederbördens surhet och marklagrens bristande förmåga att neutralisera syran. Också sjöns biologiska processer påverkar vattnets surhet. Under de senaste decennierna har nederbörden blivit allt surare med höga syrakoncentrationer i sydvästra Sverige medan surheten avklingar mot nordost. Effekterna av surheten är tydliga i sjöarna. De suraste sjöarna återfinns på västkusten några mil in i landet. De försurade sjöarna, med tydliga effekter på sjöarnas växt- och djursamhällen är betydligt fler än de ovannämnda övergödda sjöarna. Ca 10 procent av landets sjöar beräknas vara så påverkade att pH-värdet vintertid är under 6, medan det normala pH-värdet är 7–8. Ca 5 procent av sjöarna beräknas ha pH-värde under 5.[16] Mätningar tyder på att de sjöområden som härnäst torde komma att drabbas av försurning är sydsvenska höglandet, Värmland, Närke och sydvästra Norrland.

Nära kopplat till försurningsproblemet är de miljöproblem som förknippas med metallförorening, främst kvicksilver. Då surhetsgraden ökar, ökar också sjöarnas känslighet för giftiga ämnen, t. ex. kvicksilver.

[16] Miljöeffekter och risker vid utnyttjande av energi. Energikommissionen. Grupp A. Säkerhet och miljö. 1977-10-01.

2.3.2 *De stora sjöarna*[17]

De stora mellansvenska sjöarna, Vänern, Vättern, Mälaren och Hjälmaren har en sammanlagd sjöyta av 9 200 km^2 vilket motsvarar ungefär en fjärdedel av landets sammanlagda sjöyta. Sjöarnas tillrinningsområde gränsar till varandra. Den sammanlagda ytan, 80 000 km^2, motsvarar ca 18 procent av Sveriges yta. I det följande sammanfattas något om den aktuella föroreningssituationen i dessa sjöar.

Vänern

Vänerns yta är drygt 5 600 km^2, största djupet 106 m och vattenvolymen ca 153 km^3. Vattnets nominella uppehållstid i sjön är ca 9 år.

Vänerns vattenkvalitet bestäms, liksom för alla andra sjöar av geologiska och klimatiska förhållanden, sjödjup, biologiska processer och människans påverkan.

Den geologiska bakgrunden inom dräneringsområdet betyder mycket för vattenkvaliteten i sjön. Från västgötasidan, dvs. från söder och öster, är närsalttillskottet mångdubbelt större, där kalkhaltiga och näringsrika jordarter dominerar, än från väster och norr, där urberg och näringsfattiga moränjordar överväger.

Människans inflytande på Vänern har framför allt gjort sig märkbart genom den industriella aktiviteten, främst massaindustrin. Före industrialismen och föroreningsutsläppens tid beräknas Vänern ha varit näringsfattig (oligotrof). Som helhet kan Vänern fortfarande betraktas som näringsfattig, även om vissa skärgårdsområden närmar sig näringsrikt (eutroft) stadium.

I Vänern förekommer typiska vinter- och sommarskiktningar, under sommartid med ett språngskikt som sjunker under sommarens gång. Under våren uppträder dessutom horisontella skiktningar. Uppvärmningen av vatten sker fortast i de grunda områdena och en väl markerad varmvattenzon bildas runt nästan hela Vänern. En s. k. termisk barriär verkar då hämmande på det horisontella vattenutbytet mellan kustzonen och sjöns centrala delar. Vattnet i sjön cirkulerar på ett speciellt sätt, eller på det sätt som är typiskt för mycket stora sjöar, s. k. geostrofisk cirkulation. Vattnet strömmar sommartid motsols i Vänerns båda stora delbassänger, mest tydligt i Värmlandssjön. Strömningen betyder bl. a. att föroreningar som tillförs exempelvis från den norra delen inte kommer att gå rakt ut i sjön, blandas och förlora sin identitet. Vattnet kommer istället att följa med strömmarna söderut längs Vänerns västra strand och vidare i en moturs roterande rörelse.

Vattnets kemiska sammansättning har under de senare åren genomgått tydliga förbättringar. Skillnaderna mellan vattenkvaliteten i sjöns två huvudbassänger är inte så stora trots att vattenutbytet dem emellan är begränsat. Större regionala skillnader kan endast påvisas inne i vissa skärgårdar. Närsalthalterna är relativt låga, dock något högre än i Vättern.

Särpräglat för Vänern är vattnets bruna färg. Den beror på höga halter av organiskt material, som bl. a. beror på utsläpp från massaindustrin. Siktdjupet är därför förhållandevis litet i Vänern, 4 m, vilket är ungefär detsamma som för exempelvis Mälaren.

[17] Efter Statens naturvårdsverk publ. 1976:1 Vänern, Vättern, Mälaren, Hjälmaren – en översikt och rapport, Vänern – en naturresurs 1978.

Variationen av vattenlevande organismer beror av fysikaliska och kemiska förhållanden. De största algmängderna finns i de områden som tillförs mest näringsämnen, dvs. norra och östra Vänern.

Mängden djurplankton i Vänern är ungefär på samma nivå som i Vättern. Sammansättningen brukar vara en god indikator på näringsnivån i sjöar. I Vänern finns det få arter som indikerar näringsrikt vatten utom i de kustnära områdena. Bottenfaunans artsammansättning är utom i vissa skärgårdsområden den för näringsfattiga sjöar vanliga.

Ett miljöproblem, som varit särskilt aktuellt i Vänern, är kvicksilverspridningen i sjön. Kvicksilvret härrör huvudsakligen från en enda punktkälla i norra Värmlandssjön. Kvicksilverhalterna i sedimenten är därför genomgående mycket höga i den norra halvan av sjön (Värmlandssjön). Kvicksilverfördelningen i sedimenten visar en påtaglig överensstämmelse med det storskaliga hydrologiska strömningsmönstret i denna del av sjön.

En jämförelse med några andra svenska och amerikanska sjöar visar, att speciellt Värmlandssjön är höggradigt förorenad av kvicksilver. I jämförelse med andra sjöar framstår kvicksilversituationen där som mycket allvarlig.

Resultaten hittills av undersökningarna i Vänern och de tre andra stora sjöarna tyder på att det existerar ett samband mellan kvicksilverhalten i fisk och kvicksilverhalten i sedimenten och en sjös näringsnivå (bioproduktion). I sjöar med låg bioproduktion är fisken enligt undersökningarna speciellt känslig för kvicksilverförorening.

I Sverige är gränsen för "svartlistning" (fisken får inte försäljas) av fisk f. n. 1 mg metylkvicksilver per kg fiskkött. I Vänern är halterna nära denna gräns, och i den nordvästra delen av Värmlandssjön är gränsen överskriden, dvs. delar av sjön är "svartlistad". De förhöjda halterna beror huvudsakligen på direkta utsläpp av kvicksilverhaltigt avloppsvatten i sjön, men också av luftburet kvicksilver från utsläpp till atmosfären utanför Vänerns nederbördsområde. Om de för Vänern direkt påverkbara direkta utsläppen upphörde, tyder beräkningar på att kvicksilverhalten i sedimenten på ca 15 år skulle sjunka till en nivå som gäller för opåverkade sjöar i södra Sverige. Tillfriskningen i fisk går sannolikt parallellt, men med en viss tidsfördröjning.

Vättern

Vätterns yta är drygt 1 900 km^2 och vattenvolymen 74 km^3. Tillrinningsområdet, 4 500 km^2, är ganska litet i förhållande till sjöns yta. Berggrunden består huvudsakligen av urberg. Bland jordarterna dominerar moränen.

Tillrinningsområdet har en befolkning på omkring en kvarts miljon människor. Sjön påverkas också av massaindustri, zinkgruva, jordbruk m. m.

Vättern är djup, största djupet är 128 m och medeldjupet 39 m. Vattnets nominella uppehållstid i sjön är 58 år, vilket är ungefär dubbelt så lång tid som för Östersjöns vatten. Den långa uppehållstiden har stor betydelse för koncentrationen, spridningen och varaktigheten av olika ämnen i sjön.

Vätternvattnets långa uppehållstid möjliggör alltså en effektiv sedimentation av vissa ämnen. Tillsammans med sjöns relativt lilla tillrinningsområde

leder detta till att sjön får ett stort siktdjup. De äldsta mätningarna visar ett siktdjup på ungefär 17 m under sommaren. Sjön var då utpräglat näringsfattig (oligotrof). Fram till 1960-talet minskade siktdjupet snabbt till omkring 10 m. Den främsta orsaken till minskningen ansågs vara den ökade tillförseln av forforföreningar. Sjön tillhör dock fortfarande de näringsfattiga. Värdena på siktdjupet under senare tid antyder att en stabilisering har skett. Vätterns plankton har en för näringsfattiga sjöar utmärkande sammansättning.

Genom kraftiga strömmar sker en ordentlig omblandning av Vätterns vatten. Detta medför att effekten av lokala föroreningsutsläpp blir relativt liten.

Fångsten av fisk i Vättern domineras av sik. Denna fisk kräver syrerikt, klart och relativt kallt vatten. Den förekommer därför endast i begränsad utsträckning i de övriga stora sjöarna. Fiskavkastningen i Vättern är 1,3 kg/ha. Den näringsrikare Vänern ger endast 1,0 kg/ha, medan värdena för Mälaren och Hjälmaren är 3,4 respektive 3,1 kg/ha. Rödingen i Vättern har tidigare haft höga halter av kvicksilver, PCB och DDT. Sikens halter har genomgående varit lägre. Under de senaste fem åren har halterna i fiskköttet av dessa ämnen sjunkit.

Mälaren

Mälaren är den tredje i storlek av de svenska sjöar som benämns "de fyra stora". Sjöns tillrinningsområde är nära 20 gånger så stort som vattenytan, 1 140 km^2. Vattenvolymen är ca 14 km^3 och största djupet 61 m. Uppehållstiden för vattnet i sjön är i genomsnitt knappt 3 år. Huvuddelen av tillrinningen sker i Mälarens västra delar. Av stor betydelse för Mälarens kemiska sammansättning är förekomsten av kalkhaltiga jordarter inom tillrinningsområdet.

Mälaren är också i hög grad påverkad av mänsklig aktivitet. Befolkningen är koncentrerad till 5–6 större tätorter. Industrier som påverkar vattenkvaliteten är metallindustri, läkemedelsindustri, gödselmedelsindustri och massaindustri. Betydande åkerarealer finns runt större delen av Mälaren.

Karakteristiskt för Mälaren är dess rikedom på öar, fjärdar och vikar, vilket ger intrycket att sjön består av många mer eller mindre från varandra avgränsade sjöar. Fem naturliga delbassänger kan särskiljas.

De grunda områdena i västra Mälaren saknar temperaturskiktning eller är instabilt skiktade. De djupa bassängerna i Mälarens östra och norra delar är däremot stabilt skiktade. Skiktningens stabilitet under sommaren är av stor betydelse för det vertikala gasutbytet mellan vattenmassorna. För de bottenlevande djurens existens är syrgasförhållandena vid bottnarna avgörande. I de västra delbassängerna uppträder låga syrgashalter i bottenvattnet redan efter kort tids skiktning. En stabil skiktning skulle där leda till mycket svårartade förhållanden för bottenorganismerna. I den trånga viken in mot Uppsala, Ekoln, är syrgashalterna låga, medan syrgassituationen är god i bottenvattnet i de centrala fjärdarna.

Fosfor och kväve är de faktorer som anses styra igenväxning, alggrumling (eutrofiering) av en sjö. Halterna av dessa ämnen är så höga att sjön kan betecknas som näringsrik (eutrof). Före människans inflytande på sjön beräknas i varje fall de centrala, djupa delbassängerna ha haft åtminstone nära

en näringsfattig klarvattenskaraktär.

Den första länken i det biologiska svaret på de kemiska och fysikaliska förhållandena utgörs av växtplankton. En stor del av växtplanktonarterna i Mälaren tillför de för näringsrika sjöar typiska blågröna algerna. Dessa alger flyter lätt upp och kan förekomma i sammanhängande skikt i de mest näringsrika områdena.

De geografiska skillnader som har observerats i de kemisk-fysikaliska förhållandena och i mängden primärproducenter återspeglas i djurplankton och bottenfauna. Djurplanktons biomassa är högst i de västra och norra delarna. I dessa områden utgörs dessutom sammansättningen till stor del av arter som indikerar en näringsrik miljö. I centrala Mälaren dominerar arter som indikerar måttligt näringsfattiga förhållanden.

Siktdjupet är ett grovt mått på vattnets kvalitet. Den gradvisa ökningen i siktdjupet från väster mot öster samt från norr mot söder svarar således mot en successivt högre vattenkvalitet. I västra Mälaren är medelsiktdjupet sommartid omkring en meter, medan det i östra delen är mellan fyra och fem meter. Siktdjupet minskade successivt fram till slutet av 1960-talet men har därefter ökat markant eller med 30–50 procent.

En sjö genomgår naturliga åldringsprocesser. Föroreningsutsläpp påskyndar åldrandet och förändrar vattenmiljön. Förändringar i fiskfaunan kan exempelvis spåras tillbaka till slutet av 1700-talet, då förekomsten av öring och sik var god. Öringen har numera i det närmaste försvunnit. Gösen, som trivs i ett näringsrikare ekologiskt system, har däremot ökat.

Även närsalthalten och algmängden har genomgående minskat till bättre värden för alla delbassänger. Minskningen varierar inom intervallet 10–50 procent.

Hjälmaren

Hjälmaren är en typisk lerslättssjö med ett medeldjup av endast 6 m. Vattenvolymen är ca 3 km^3. Det största djupet, 20 m, finns i östra Hjälmaren. Uppehållstiden för vattnet i hela sjön har beräknats till 3–4 år.

Hjälmaren genomgick en sänkning mot slutet av 1800-talet – ett av Sveriges största företag av det slaget. Medelvattenståndet sänktes totalt med närmare 2 meter.

Tillrinningsområdet är en rik jordbruksbygd. Befolkningen i hela tillrinningsområdet uppgår till ca en kvarts miljon. Av den industri som påverkar vattenkvaliteten är metallindustri dominerande, men även pappersindustri och gödselmedelsindustri påverkar.

Kraftiga vassbälten finns i västra delen av Hjälmaren. Sannolikt har dessa tilltagit väsentligt i omfång efter sjösänkningen på 1800-talet. Ett synligt tecken på Hjälmarens näringsrikedom är de kraftiga bårderna av påväxtalger på klippor och stenar.

På grund av Hjälmarens ringa djup förekommer ingen uttalad temperaturskiktning av vattenmassan. Hjälmaren får därigenom en speciell karaktär gentemot de andra stora mellansvenska sjöarna, bl. a. genom att vattenmassorna får god syresättning.

Siktdjupet i Hjälmaren är ca 2 m. Närsalthalterna är stora. Detta återspeglas i växtplanktonmängden, som också är riklig. Någon tendens till minskning

av närsalthalt och växtplanktonmängd har ännu inte kunnat märkas.

Hjälmarens planktonflora är av näringsrik karaktär. Djurplanktonundersökningar har gjorts i Hjälmaren redan i början av 1900-talet. En jämförelse av nuvarande djurplanktonsammansättning med dessa tidiga undersökningar visar att Hjälmaren nu kan betraktas som betydligt mer näringsrik. Hjälmaren har dock sannolikt aldrig tillhört den näringsfattiga sjötypen. Bottenfaunan i Hjälmaren indikerar näringsrika förhållanden.

Sammanfattningsvis har de positiva förändringar i vattenkvaliteten som iakttagits i Vänern, Vättern och Mälaren under 1970-talet ännu inte kunnat observeras i Hjälmaren.

2.3.3 *Östersjön*[18]

Östersjön är omgivet av sju länder och tillrinningsområdet täcker en yta som är nära fyra gånger så stor som Sverige. Hela Östersjö-området är kraftigt industrialiserat och flera stora städer är belägna längs Östersjö-kusten, bl. a. Stockholm, Helsingfors, Leningrad och Köpenhamn. Östersjön får härigenom ta emot avsevärda mängder föroreningar. Båttrafiken på Östersjön är livlig.

Sötvattentillförseln till Östersjön genom älvar och nederbörd är större än den årliga avdunstningen per år. Överskottet, nära 500 km^3/år, måste rinna ut genom Bälten och Öresund. Samtidigt beräknas en lika stor mängd saltvatten rinna in genom Bälten och upprätthåller därigenom Östersjöns vatten- och saltbalans. Den årliga utströmmen är således ca 1 000 km^3.

Sötvatten är lättare än saltvatten och det bildas i Östersjön därför ett lätt ytskikt med låg salthalt (omkring 0,7 procent salt) och ett tyngre djupskikt med salthalt över 1 procent. Ytskiktet är ungefär 60 m tjockt. Östersjöns förbindelser med havet utanför är långa, grunda och smala. Tröskeldjupet är endast 17 m. Östersjöns yta är ca 366 000 km^2, medeldjupet ca 60 m och volymen ca 22 000 km^3. Den djupaste punkten, Landsortsdjupet, är 459 m.

Djupvattnet i Östersjön förnyas genom att saltvatten rinner in genom Bälten längs botten. Avståndet mellan Bälten och djupområdena i centrala Östersjön är mycket långt.

Utsläpp av lätt nedbrytbara organiska ämnen från samhällen och industrier förbrukar vattnets naturliga syrehalt. Syret används av bakterier för oxidation, varvid närsalter frigörs. Dessa närsalter kan öka produktionen av växtplankton i vattenområdet, vilket i sin tur åstadkommer en reduktion av vattnets syrehalt när denna plankton dör och bryts ner.

Om syrgasförhållandena i djupvattnet är dåliga kan denna förbrukning av syreförrådet få allvarliga konsekvenser. Syret kan ta helt slut och då börjar svavelväte bildas i vattnet. Fosfater utlöses från bottensedimenten och den redan tidigare förhöjda fosfathalten ökas ytterligare. Bottenfaunan dör och fisken undviker området. När det fosfatrika bottenvattnet cirkulerar till havets ytlager ökar planktontillväxten varvid nytt organiskt material tillförs bottenvattnet vid planktons nedbrytning. Syret förbrukas och en "ond cirkel" av gödslingar har på så sätt startats.

Östersjön är ett exempel på ett sådant delvis stagnerat bäcken. Ytvattnet har en mycket låg närsalthalt och stora mängder närsalter finns lagrade i

[18] Efter Fonselius: Östersjön och dess föroreningsproblem, 1977, och Vannet i Norden, nr 1976:1.

djupvattnet. Syrgasbrist råder i djupvattnet. Svavelvätebildning observeras regelbundet i vissa isolerade djuphålor.

Flera gånger under Östersjöns geologiska historia har liknande stagnationsperioder förekommit. Detta framgår av sedimentprover. Det är naturligt att skeden med dålig vattenomsättning och svavelvätebildning förekommit under Östersjöns utveckling. Svavelväteperioderna i modern tid kan således ha förorsakats av naturliga faktorer. Det ligger dock nära till hands att misstänka att utsläppen från industrier och samhällen kan ha ökat och påskyndat syreförbrukningen så mycket att förbrukat syre inte hinner ersättas.

Uppgifter om de samlade utsläppen av föroreningar till Östersjön är f. n. mycket osäkra. Vissa beräkningar har gjorts i anslutning till den s. k. Helsingforskonventionen, dvs. konventionen om skydd av Östersjöområdets marina miljö. Utsläppsmängderna organiskt material (mätt som BS_7) från samhällen och industrier beräknas sålunda 1974–75 ha varit ca 1,1 milj. ton per år, varav ca 0,3 från Sverige. De sammanlagda utsläppen av närsalter till Östersjön beräknas samma år ha varit ca 0,04 milj. ton fosfor resp. ca 0,1–0,2 milj. ton kväve, se tabell 2.4. I nämnda värden ingår enbart direktutsläpp vid kusten och i floderna intill 100 km från kusten, vilket medför att t. ex. jordbrukets och glesbebyggelsens närsaltförluster inte är inkluderade. Enligt en delrapport i naturvårdsverkets översiktliga kartläggning av landets vattentillgångar uppgick de samlade utsläppen år 1974 av föroreningar från industrier och kommuner i Sverige i det som i tabell 2.4 benämns hela Östersjön till sammanlagt minst 437 000 ton organiska föroreningar (BS_7) och 8 700 ton fosfor per år. Dessa utsläppsuppgifter innefattar direkta utsläpp såväl vid kusten som inne i landet men inte, liksom inte heller uppgifterna i tabell 2.4, utsläpp från jordbruk och glesbebyggelse.[19]

Undersökningar av den totala flodburna transporten av närsalter från Sverige och Finland visar att denna uppgår till storleksordningen 16 000–36 000 ton fosfor per år resp. 255 000–370 000 ton kväve per år. Floderna vid dessa kustavsnitt representerar ca 37 procent av Östersjöns hela tillrinningsområde.[20] Det innebär att den totala tillförseln av närsalter, inkl. både naturlig tillförsel och tillförsel genom mänskliga aktiviteter av olika slag, troligen uppgår till 50 000–100 000 ton fosfor resp. 500 000–1 000 000 ton kväve per år. Detta kan jämföras med Östersjövattnets hela fosforinnehåll som beräknats till ca 500 000 ton.

Fosfor har länge ansetts vara det närsalt som begränsar produktionen i Östersjön. När fosforn i vattnet förbrukats av organismerna upphör således produktionen. Organismerna behöver dessa s. k. närsalter i ytterst små mängder. Kväve är ett annat oundgängligt näringsämne.

Föreningar som PCB och DDT är ytterst svårnedbrytbara och stannar således länge kvar i vattenmiljön. Detta förklarar varför halterna av dessa två miljögifter är så höga i Östersjön. DDT är ett insektsgift och PCB en industriprodukt som bl. a. har använts i målarfärger och transformatorolja. Båda ämnena anrikas i organismerna till allt högre koncentrationer högt upp i näringskedjan. DDT- och PCB-substanser stör bl. a. organismernas fortplantningsförmåga. Undersökningar har visat att sälar och andra Östersjöorganismer har 5–10 gånger högre halter av klorerade kolväten än organismer från Västerhavet. Örnar från Östersjön har uppmätts ha mer än 100 gånger

[19] Översiktlig kartläggning av landets vattentillgångar och vattenanvändning. Delrapport avloppsvatten. SNV PM 828. 1977.

[20] Vannet i Norden nr 1976:1.

högre halter klorerade kolväten än lappländska örnar.

Kvicksilver tillhör också de ämnen som kan anrikas i näringskedjan. Kvicksilvret tillförs vattnet främst genom direkta avloppsvattenutsläpp men det kan också spridas dit från luften. De direkta utsläppen från Sverige till Östersjön beräknas i mitten av 1970-talet ha uppgått till nära 2 ton kvicksilver per år.

Det har konstaterats att fisk från vissa områden i Östersjön kan innehålla höga halter kvicksilver. De höga koncentrationerna förefaller att vara lokalt begränsade. Fisk ute i öppna havet har t. ex. vanligen låga koncentrationer.

De direkta utsläppen från Sverige till Östersjön av andra tungmetaller beräknades i mitten av 1970-talet ha uppgått till ca 380 ton zink, ca 95 ton koppar, ca 50 ton bly, ca 45 ton nickel, ca 15 ton krom och ca 12 ton kadmium. Kunskaperna om förekomsten av dessa tungmetaller i Östersjöns organismer är emellertid begränsade.

Oljeläckage vid tankerolyckor och avsiktliga oljeutsläpp från fartyg kan leda till massdöd av sjöfågel, skador på vattenlevande organismer och till att stränderna smutsas ned med tjocka oljelager. Oljeutsläpp från mindre fartyg, t. ex. små tankfartyg, lastfartyg och trålare förekommer nästan dagligen. Under år 1976 skedde 469 inrapporterade oljeutsläpp i svenska vatten. Det verkliga antalet oljeutsläpp beräknas vara ytterligare ca 50 procent större, dvs. ca 700.

Mängder av förbrukad krigsmateriel har sänkts i Östersjön. I Östersjön sänktes efter kriget bl. a. omkring 20 000 ton senapsgas i plåtbehållare på 110 m djup öster om Bornholm i det s. k. Bornholmsdjupet.

2.3.4 *Västerhavet*[21]

Västerhavet (Skagerack, Kattegatt) och Östersjön hänger ihop genom Öresund. Östersjön påverkas på ett avgörande sätt av förhållandena i Kattegatt och Skagerack. Västkustvattnets karaktär påverkas i sin tur av den s. k. Baltiska strömmen, dvs. den ström som söker sig norrut längs kusten från Öresund.

I internationella sammanhang räknas enbart vatten med en salthalt högre än 3,0 procent som "äkta havsvatten". Det medför att praktiskt taget alla svenska kustvatten måste räknas till kategorin bräckvatten.

Nordsjön mottar sammanlagt mer syreförbrukande organiska ämnen än Östersjön. Utsläppen av dessa ämnen till Skagerack–Kattegatt är också stora, se tabell 2.4. Den goda vattenomsättingen i dessa vattenområden gör att större problem med bl. a. syrehalten inte uppstår annat än i vissa instängda kustvatten, t. ex. Oslofjorden och Idefjorden. Den fortsatta framställningen begränsas till några kustområden.

Den inre delen av Gullmarsfjorden var fram till mitten av 1960-talet starkt förorenad av utsläpp från en sulfitmassafabrik. Faunan i fjorden var då starkt påverkad. Vissa delar av fjordens vattenområde måste då betecknas som "döda". Observationer fem år efter fabrikens nedläggning visade att bottenorganismernas samhällen började återta det utseende de hade på 1930-talet.

Kylvattenutsläpp från Stenungsund höjer temperaturen i Askeröfjordens

[21] Efter Söderström: Västerhavet och Dybern: Föroreningar i Nordsjön och Östersjön.

Tabell 2.4 Utsläpp av föroreningar[a] från Östersjöländerna till Östersjön[b] åren 1974–75

Område	Utsläpp (ton/år)		
	Organiska föroreningar (BS_7)	Fosfor (total-P)	Kväve (total-N)
Bottniska viken och Bottenhavet			
Sverige	225 000	830	4 100
Finland	105 000	580	4 250
Totalt	330 000	1 410	8 000
Egentliga Östersjön (inkl. Finska viken)			
Sverige	65 000	660	7 400
Finland	105 000	1 080	..
Övriga Östersjöländer	..	..	..
Totalt	600 000[c]	15 000[c]	..
Öresund och Kattegatt			
Sverige	30 000	4 130	5 300
Danmark	135 000	..	..
Totalt	165 000	20 000[c]	40 000[c]
Hela Östersjön			
Sverige	320 000	5 620	16 800
Finland	210 000	1 660	..
Övriga Östersjöländer	..	..	..
Totalt	1 100 000[c]	35 000[c]	..

[a] Direktutsläpp vid kusten och i floderna intill 100 km från kusten.
[b] Östersjöområdet enligt Helsingfors-konventionen, dvs. inkl. Västerhavet till i höjd med Skagen.
[c] Delvis uppskattat värde.
Källa: Seminar on the recent development in the technical field in respect to prevention of pollution of the Baltic Sea Area. Under the Convention of Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area. 1976.
Internationella havsforskningsrådet (ICES).

ytskikt med 3–5°C inom ett halvkilometer stort område. Dessa temperaturändringar får som följd vissa förskjutningar i de ekologiska systemen. Bl. a. kan nämnas att havsborstmaskarna på mjukbottnarna har minskat under vintern medan andra arter har ökat i antal.

Genomförda sedimentanalyser av tungmetaller har visat att särskilt områden kring Orust och Tjörn har höga halter av dessa ämnen.

Byfjorden är en utpräglad tröskelfjord, dvs. en smal och grund mynning (11 m djup) leder in till en djupare bassäng (50 m djup). Ett ovanligt stabilt språngskikt skiljer det bräckta ytvattnet från det salta, kalla och stillastående bottenvattnet. Bottenvattnet i Byfjorden innehåller svavelväte, liksom vissa djuphålor i Östersjön. Bottenvattnets brist på syre är dock inte enbart resultatet av ökade föroreningsutsläpp till fjorden. Sedimentanalyser visar att syrebrist rådde redan på 1700-talet. En viss förstärkning av syrebristsituationen under de senaste årtiondena har dock kunnat observeras.

Byfjorden, Havstens fjord närmast utanför Byfjorden och övriga vattenområden i närheten av Orust och Tjörn visar tydliga tecken på övergödning

av närsalter. Även i Kungsbackafjorden har förändringar, orsakade av ökad närsalttillförsel, kunnat observeras. Kungsbackafjorden har dock, i motsats till många andra fjordar, god vattenomsättning.

2.3.5 *Lufthavet över Sverige*

Kunskaperna om luftkvaliteten i Sverige är störst i de större tätorterna och då för ett fåtal föroreningar, främst svaveldioxid, sot och koloxid. Dessa härrör, som tidigare berörts, i första hand från bostadsuppvärmning och av biltrafik genom förbränning av oljeprodukter.

Utförda luftundersökningar visar att koncentrationerna av svaveldioxid i svenska tätorter i allmänhet ligger på en nivå som är 10–20 gånger högre än bakgrundsnivån i områden långt från föroreningskällor, se tabell 2.5.

Värdena i tabellen kan jämföras med naturvårdsverkets riktvärden för halter av svaveldioxid i utomhusluft.[22] Riktvärden ges för dels högsta godtagbara halter, dels en målsättning för det mera långsiktiga luftvårdsarbetet. Dessa värden är fastställda till 100 respektive 60 mikrogram svaveldioxid per kubikmeter luft som medelvärde under vinterhalvåret (okt.–mars). Det sistnämnda värdet förutsätts kunna underskridas i de svenska tätorterna senast i mitten av 1980-talet.

De observerade koncentrationerna i de tätorter som redovisas i tabellen är i allmänhet lägre än riktvärdets högsta godtagbara halt. I några tätorter överskrids regelmässigt riktvärdets högsta halt, medan planeringsmålets halt å andra sidan underskrids i flera tätorter.

För föroreningar från bilar kan urskiljas ett regionalt och ett lokalt bilavgasproblem, se avsnitt 2.2.5. För att kunna bedöma omfattningen av det regionala bilavgasproblemet behövs luftkvalitetsvärden för bl. a. ozon, kolväten och kväveoxider. Värden som ger möjlighet att bedöma den lokala

Tabell 2.5 Observerade koncentrationer av svaveldioxid i utomhusluften dels i ett antal svenska tätorter, dels bakgrundsnivån under vinterhalvåret 1973–74

Ort	Koncentration ($\mu g/m^3$)	Avvikelse från normaltemperaturen (°C)
Bakgrundsnivå		
Råö (Västkusten)	9	
Ryda kungsgård (Mälardalen)	5,5	
Bredkälen (Jämtland)	3,5	
Tätorter		
Malmö	100	+ 0,6
Lund	40	+ 0,8
Göteborg	50	+ 0,8
Skövde	50	+ 1,0
Norrköping	115	+ 0,7
Stockholm[a]	105	− 0,7
Gävle	65	+ 0,7
Sundsvall	140	+ 0,3

[a] Nov.–jan.

Källa: Riktvärden för luftkvalitet – svaveldioxid och stoft. Statens naturvårdsverk publ. 1976:8.

[22] Riktvärden för luftkvalitet – svaveldioxid och stoft. Statens naturvårdsverk publ. 1976:8.

luftkvaliteten, t. ex. vid hårt trafikerade gator, är mätningar av bl. a. koloxid, kväveoxider, stoft och bly. För ingen av dessa mätvariabler finns emellertid svenska riktvärden, varför jämförelser görs med bl. a. de amerikanska gränsvärdena. Världshälsoorganisationen (WHO) har fastställt riktvärden för bl. a. ozon i utomhusluften och förslag till sådana riktvärden finns också för kvävedioxid. Inom naturvårdsverket pågår f. n. förberedelsearbeten för att ta fram sådana riktvärden.

När det först gäller det regionala bilavgasproblemet, dvs. främst frågan om förekomst av s. k. fotokemisk smog, har mätningar av ozon redovisats från bl. a. Stockholm, Göteborg och Nyköping.[23] I Stockholm och Nyköping ligger mätvärdena i allmänhet under gränsvärdena. Under korta tidsperioder kan halterna dock komma upp i nivå med WHOs rekommenderade högsta värde. Mätningar under senare år visar att även det amerikanska gränsvärdet tidvis överskrids. I Göteborg överskreds gränsvärdet vid 16 av 209 mätdagar under 1972 och 7 av 170 mätdagar under 1973. Gränsvärdet, medelvärde på 0,08 ppm under 1 timme, får överskridas högst 1 gång per år enligt de amerikanska bestämmelserna. Det största uppmätta medelvärdet under 1 timme i Göteborg de båda åren 1972 och 1973 är 0,11 ppm. I samband med uppenbara fotokemiska smogsituationer brukar ozonhalterna vanligen uppgå till 0,15–0,40 ppm. Vid utvärderingen av mätningarna i Göteborg har det konstaterats att de flesta ozonepisoderna uppstått i samband med transport av föroreningar från kontinenten.

Mätningar av en annan för det regionala bilavgasproblemet intressant mätvariabel, kolväten, redovisas bl. a. från motorvägsutfarten mot Norrtälje norr om Stockholm. Vid samtliga redovisade mätningar har det amerikanska gränsvärdet överskridits. Enligt naturvårdsverkets bedömning har detta gränsvärde satts lågt i USA med hänsyn till risken för fotokemisk smog. De uppmätta kolvätekoncentratonerna bedöms dock kunna ge upphov till luktproblem längs den aktuella vägen.

Mätningar av den tredje för det regionala miljöproblemet intressanta mätvariabeln, kväveoxider, redovisas bl. a. från de tre största städerna i Sverige. I Stockholm och Malmö redovisas mätningar som ligger i nivå med det amerikanska gränsvärdet som är utformat som årsmedelvärde, medan mätvärdena från Göteborg underskrider gränsvärdet. Dock redovisas från Göteborg kortvarigt höga halter, vilka överskrider t. ex. de västtyska gränsvärdena för kortare tidsperioder.

När det sedan gäller det lokala bilavgasproblemet har främst mätningar av koloxid varit vanliga och för denna mätvariabel redovisas mätningar från ett 20-tal tätorter i Sverige. Vid över hälften av dessa redovisas mätvärden som överskrider de amerikanska gränsvärdena, se tabell 2.6. Som väntat redovisas de högsta värdena från smala gator med stora fordonsflöden.

Mätningar av sot och stoft, som också är ett bedömningsunderlag för det lokala problemet, redovisas från sex tätorter. Naturvårdsverkets riktvärde för sothalten överskrids i tre av fem tätorter, nämligen i Malmö, Uppsala och Katrineholm. I Stockholm, där mätningarna har gjorts av stofthalten, överskrids enligt mätningarna de amerikanska riktvärdena regelmässigt.

I samband med stoftmätningarna har i några fall särskilda studier gjorts av blyhalten i gatuluften och i det närmaste områden kring trafikleden. Riktvärden för bly i utomhusluften finns varken i Sverige eller USA men väl i

[23] Bilavgasundersökningar i svenska tätorter 1969–1975. Statens naturvårdsverk PM 729.

Tabell 2.6 Observerade koncentrationer av koloxid i utomhusluften i ett antal svenska tätorter under åren 1969–1975

Ort	Koncentration (8-timmarsperiod under dygn med största medelvärde, mg/m^3)	Antal överskridanden av USAs gränsvärde	Antal mätdagar
Lund	> 10	4	20
Göteborg	18	3	8
Skövde	14	3	32
Norrköping	14	2	42
Stockholm	11	3	11
Gävle	13	1	26
Umeå	13	2	10

Källa: Bilavgasundersökningar i svenska tätorter 1969–1975. Statens naturvårdsverk PM 729.

Canada och flertalet öststater. Både i Stockholm och Malmö överskreds sistnämnda gränsvärden vid flertalet av de redovisade mätningarna.

Intressant i detta sammanhang är också mätningar av blyhalter i den närmaste omgivningen till en trafikled. För bly i det översta markskiktet på och kring trafikleder redovisas i Malmö starkt förhöjda värden, 200–1 000 ppm, mitt i körbanan och på trottoaren. Värdena avtar sedan snabbt och inom 100 m från vägen är värdena nere i den bakgrundsnivå, ca 20 ppm, som f. n. gäller för den skånska åkermarken.

2.3.6 *Naturresurser*

De samhällssektorer som behandlats i avsnitt 2.2 tar resurser i anspråk på flera olika sätt. I tidigare avsnitt har föroreningsresurser, dvs. möjligheten att släppa ut föroreningar i naturen via processgaser och avloppsvatten, närmare berörts. Andra naturresurser som tas i anspråk är t. ex. mark-, råvaru- och energitillgångar. Utnyttjandet av naturresurser har successivt intensifierats, vilket medfört att trycket på naturen ökat. Livsbetingelserna för vissa växter och djur har förändrats. För vissa arter föreligger ett direkt utrotningshot. Exploatering av naturresurser som vattentillgångar, grus och torv innebär ofta irreversibla skador på naturmiljön.

Kunskapsunderlaget om tillgång och efterfrågan på olika slag av naturresurser är ännu bristfälligt. Fungerande system för naturresursbedömningar finns dock för t. ex. skog (riksskogstaxeringen) och jordbruksmark.

Inom ramen för Nordiska rådet pågår bl. a. en kartläggning av akut hotade naturtyper, växt- och djurarter. Djurarter som är akut hotade är i Sverige bl. a. pilgrimsfalk, havsörn, järv, varg och sälarna i Östersjön. Tre olika kategorier av hotade arter kan särskiljas. För de omedelbart utrotningshotade arterna är fortsatt existens beroende av omfattande skyddsåtgärder. De sårbara arterna har under senare tid minskat i antal och kan befaras bli utrotade. Sällsynta arter är sådana som inte är direkt utsatta för utrotningshot men förekommer i så begränsat antal och på så få lokaler att de snabbt kan försvinna.

2.3.7 *Sammanfattning*

Av Sveriges omkring 100 000 sjöar är fortfarande huvuddelen förhållandevis opåverkade av föroreningsutsläpp. I norra Sverige beräknas några få procent av sjöarna vara övergödda av närsalter. I södra Sverige visar 10–20 procent av sjöarna tydliga tecken på övergödning. Försurade sjöar i högre eller lägre grad återfinns i hela Sverige, dock främst i sydvästra Sverige. De suraste sjöarna återfinns på västkusten några mil in i landet. Försurade sjöar med tydliga effekter på växt- och djursamhällen är betydligt fler än övergödda sjöar.

Den största av de stora mellansvenska sjöarna, Vänern, beräknas före industrialismens och föroreningsutsläppens tid ha varit en näringsfattig klarvattensjö. Fortfarande kan Vänern betraktas som näringsfattig utom i vissa skärgårdsområden. Vattnets kemiska sammansättning har under de senaste åren genomgått tydliga förbättringar. Speciellt norra Vänern är dock höggradigt förorenad av kvicksilver.

I Vättern, som tidigare tillhörde de utpräglat näringsfattiga sjöarna, har den tidigare successiva försämringen av vattenkvaliteten utbytts mot en stabilisering under de senaste åren.

Även Mälaren är i hög grad påverkad av mänsklig aktivitet. Före människans inflytande på sjön beräknas i varje fall de centrala djupa delbassängerna ha haft åtminstone nära en näringsfattig klarvattenskaraktär. Från slutet av 1960-talet har vattenkvaliteten successivt förbättrats.

I Hjälmaren har liknande positiva förändringar i vattenkvaliteten som iakttagits i Vänern, Vättern och Mälaren inte kunnat observeras.

Östersjön får ta emot avsevärda mängder föroreningar. Syrebrist med därav följande svavelvätebildning råder tidvis i djupvattnet. Detta beror förutom på föroreningsutsläppen även på naturliga faktorer. Östersjön är också förorenad av giftiga ämnen som PCB, DDT och andra klorerade organiska föreningar, tungmetaller m. m.

Den goda vattenomsättningen i Skagerack och Kattegatt gör att större problem med bl. a. syrehalten inte uppstår i västerhavet annat än i vissa instängda kustvatten.

När det gäller luftkvaliteten i Sverige är kunskaperna störst för ett fåtal föroreningar, främst svaveldioxid, sot och koloxid. Utförda luftundersökningar visar att halterna av svaveldioxid i svenska tätorter i allmänhet ligger på en nivå som är 10–20 gånger högre än bakgrundsnivån i områden långt från föroreningskällor. Observerade koncentrationer i de större tätorterna är i allmänhet lägre än naturvårdsverkets riktvärde för högsta godtagbara halt av svaveldioxid i utomhusluften. I några tätorter överskrids dock regelmässigt riktvärdets högsta halt. Planeringsmålets halt, dvs. den halt av svaveldioxid som naturvårdsverket förutsätter kan underskridas i de svenska tätorterna senast i mitten av 1980-talet, underskrids å andra sidan redan i flera tätorter. Mätvärden som visar på fotokemiska smogreaktioner föreligger i storstadsområdena.

Andra naturresurser som tas i anspråk, förutom möjligheten att släppa ut processgaser och avloppsvatten i naturen, är t. ex. mark- samt råvaru- och energitillgångar. Utnyttjandet av dessa naturresurser har successivt intensifierats. Livsbetingelserna för vissa växter och djur har förändrats så att det för vissa arter föreligger ett direkt utrotningshot.

3 Styrmedel i miljövårdspolitiken

3.1 Inledning

Målet för samhällets miljövårdspolitik som det formulerats i bl. a. utredningens direktiv är att garantera alla en livsvänlig miljö. Miljöförstöringen måste därför hejdas och förstörd miljö så långt möjligt återställas.

För att genomföra denna miljövårdspolitik används ett antal styrmedel. En vanlig indelning av olika styrmedel är i grupperna administrativa och ekonomiska. Administrativa styrmedel brukar karakteriseras som någon form av påbud eller förbud. De kan vara utformade på flera olika sätt, t. ex. generella regler eller individuella föreskrifter efter prövning av varje enskilt fall. Gemensamt för dem är att de är förenade med tvångsmedel, sanktioner. Ekonomiska styrmedel syftar till att med ekonomiska pålagor eller bidrag, subventioner, driva fram önskade åtgärder eller önskat beteende.

Denna uppdelning är emellertid grov och inte uttömmande. De sanktioner som används för att ge eftertryck åt administrativa styrmedel är t. ex. ofta ekonomiska (vite, böter, skadestånd). Existerande avgifter tas mestadels ut i finansieringssyfte, t. ex. för att täcka de företagsekonomiska kostnaderna för provtagning och laboratorieanalys. Avgifter, som relaterats till de samhällsekonomiska kostnader som en miljöstörning orsakar, tillämpas inte.

Gränserna mellan de båda styrmedelsgrupperna är inte klara. Gemensamma element förekommer, liksom kombinationer av medel, t. ex. krav på rening av kommunalt avloppsvatten och statsbidrag till byggande av reningsverk.

Med de definitioner som brukar användas faller också viktiga styrmedel som utbildning och information utanför klassificeringen.

Trots bristerna kan dock en gruppering i administrativa och ekonomiska styrmedel användas för den genomgång av existerande styrmedel som är detta kapitels ändamål. En närmare diskussion av olika styrmedel, deras egenskaper, tillämpningar och effekter finns i kapitel 9.

I den följande genomgången har tonvikten lagts dels på att redovisa de olika styrmedel som den befintliga lagstiftningen tillhandahåller, dels på att visa var denna lägger kostnadsansvaret för olika åtgärder. I texten används orden miljöfarlig och miljöstörande synonymt.

3.2 Administrativa styrmedel

I den svenska miljövårdspolitiken ligger tyngdpunkten på administrativa styrmedel med fysisk planering och tillståndsprövning som de viktigaste. Generella förbud mot eller regler för viss verksamhet förekommer på en del områden, dock ibland med möjligheter till undantag efter särskild prövning. Regeringens tillstånd krävs för bl. a. ett antal typer av tyngre industrietablering. Produktnormer tillämpas i några fall. Direkta utsläppsnormer tillämpas endast i fråga om motorfordon. För vissa slag av utsläpp, främst till luften, har emellertid riktlinjer utarbetats, vilka i kombination med tillståndsprövningen får styrande effekt. För ett antal verksamheter gäller anmälningsskyldighet.

Den fysiska planeringen styr lokaliseringen i stort av olika samhällsaktiviteter som industriverksamhet och bostadsbyggande, medan tillståndsprövning, utsläppsnormer m. fl. regler kan sägas ange förutsättningarna för olika verksamheter i det enskilda fallet.

3.2.1 *Fysisk planering*

Regionala och lokala planeringsinstrument

Planeringen av markens användning sker främst i kommunerna. Byggnadslagen (1947:385) och byggnadsstadgan (1959:612) reglerar planeringsverksamheten. Markens användning regleras i ett system av planer på olika detaljeringsnivåer. En *regionplan* behandlar markanvändningen för flera kommuner i ett sammanhang. En sådan plan behandlar avvägningen mellan tätorter, bostadsbebyggelse, vatten och avlopp, mark för service, arbetsplatser, friluftsliv, vägar och andra kommunikationer. Arbete med regionplaner pågår bl. a. i SV Skåne, södra Kalmar län, Stor-Göteborg och Stor-Stockholm.

Översiktsplaneringen inom kommunen regleras enligt byggnadslagen i en *generalplan*. I den faktiska kommunala översiktsplaneringen används även andra begrepp. En generalplan som täcker kommunens hela yta brukar sålunda kallas kommunomfattande *markdispositionsplan*. En sådan plan visar den huvudsakliga användningen av marken inom olika områden på lång sikt. Den visar områden som kommunen vill bevara, t. ex. jordbruksområden eller värdefulla rekreationsområden och områden som väntas bli ianspråktagna för t. ex. bostadsbebyggelse, fritidsbebyggelse, industri, vägar eller större grustag.

En generalplan för en del av en kommun, t. ex. tätort, stadsdel, fritidshusområde, brukar kallas *områdesplan* eller dispositionsplan. En sådan plan görs för t. ex. utbyggnad av en tätort eller fritidshusområde. Den visar markanvändningen i grova drag för bebyggelse, vägar och grönområden.

I en *kommunöversikt* ges riktlinjer för var och hur bebyggelse får ske utanför tätorterna. Där anges t. ex. var områdesplan respektive detaljplan finns och var sådan plan bör upprättas, var industri och bebyggelse kan tillåtas, var det finns naturreservat eller naturvårdsområde och vilka strandskyddsregler som gäller. I samband med den fysiska riksplaneringen har flertalet kommuner upprättat kommunöversikt som underlag för bedömningar om markhushållning.

Den mer detaljerade planeringen av marken och bebyggelsens närmare utformning görs i en *stadsplan* eller *byggnadsplan* eller med gemensam beteckning detaljplan. Valet av planform beror på om det är fråga om en större tätort respektive mindre tätort eller fritidsbebyggelse.

Fysisk riksplanering

Syftet med fysisk riksplanering är att

- kartlägga dels de långsiktiga önskemål som skilda intressen riktar mot mark och andra naturtillgångar, dels de tillgångar som svarar mot anspråk som kan förutses
- analysera i vilken utsträckning det föreligger konflikter mellan olika anspråk och klarlägga konsekvenserna av alternativa sätt att utnyttja naturresurserna
- i den mån det är motiverat av riksintresse dra upp riktlinjer för hushållningen med sådana naturtillgångar som är eller kan väntas bli efterfrågade av skilda intressen eller som är särskilt känsliga för miljöpåverkan.

Planeringen skall ske inom de ramar som naturresurserna och naturmiljön anger. Genomförandet av fysisk riksplanering sker inte i första hand genom direkta regleringar i lag, utan genom att riktlinjer, som läggs fast av riksdagen, vägleder regeringens, myndigheters och kommuners beslut om markanvändning. Riktlinjerna avser dels utnyttjandet av vissa schematiskt avgränsade områden (geografiska riktlinjer), dels skall de tjäna till ledning för den regionala och lokala planeringen i olika delar av landet. Då anger de hur vissa verksamheter och konflikter mellan dessa bör behandlas (riktlinjer för vissa verksamheter). Bl. a. avgränsas områden som har så stora vetenskapliga och rekreativa värden att större miljöförändringar där inte bör komma till stånd, t. ex. genom miljöstörande industri. Vidare innehåller riktlinjerna anvisningar om vart sådan industri kan lokaliseras. Riktlinjerna i den fysiska riksplaneringen skall i huvudsak fullföljas och vidareutvecklas i den kommunala planeringen. För behandlingen inom ramen för den kommunala planeringen av frågor av riksintresse har statliga myndigheter ställt samman underlagsmaterial för planeringen. Arbetet med den fysiska riksplaneringen har fortsatt med att kommunerna i ett programskede och ett planeringsskede vidareutvecklat de av riksdagen fastlagda riktlinjerna för hushållning med mark och vatten. Länsstyrelserna har tagit ställning till materialet och de centrala myndigheterna har i december 1977 yttrat sig över det till regeringen. Enligt planerna skall regeringen ta ställning till materialet under 1978.

Kartläggning, utarbetande av riktlinjer, planering och genomförande är således de viktigaste momenten i den fysiska riksplaneringen. Genomförandet av den fysiska riksplaneringens intentioner sker genom tillämpning av dels byggnadslagens bestämmelser, dels bestämmelser i speciallagstiftning som t. ex. naturvårdslagen och vattenlagen.

3.2.2 *Tillkomst- och lokaliseringsprövning*

Ett styrmedel som är nära knutet till den fysiska riksplaneringen är den tillkomst- och lokaliseringsprövning som föreskrivs i 136 a § byggnadslagen för viss industri.

Tillkomst och lokalisering av industriell eller liknande verksamhet som är av väsentlig betydelse för hushållningen med energi, träfiberråvara eller landets samlade mark- och vattentillgångar skall prövas av regeringen. Regeringens beslut blir bindande vid fortsatt prövning enligt byggnadslagen och miljöskyddslagen. De nyetableringar av verksamheter som särskilt anges i lagen att regeringen skall pröva är framför allt större processindustrier, som t. ex. järn- och stålverk, kemisk industri och oljeraffinaderier samt stora anläggningar för energiproduktion.

3.2.3 *Reglering av utsläpp m. m.*

En vanlig typ av lagstiftning på miljövårdsområdet är en central ramförfattning med allmänna, grundläggande föreskrifter och tillåtlighetsregler. Ramförfattningen kompletteras av en tillämpningsförfattning med mera detaljerade regler om t. ex. vilka verksamheter och produkter som omfattas av tillståndstvång eller andra särskilda regleringar samt om hur tillståndsprövning och kontroll skall bedrivas.

Till denna typ av ramlagstiftning hör bl. a. de centrala författningarna på miljövårdsområdet: miljöskyddslagen (1969:387), lagen (1973:329) om hälso- och miljöfarliga varor samt, till vissa delar, naturvårdslagen (1964:822), alla med tillhörande tillämpningsförfattningar.

Miljöskyddslagen och miljöskyddskungörelsen

Miljöskyddslagstiftningen syftar till att förebygga störningar i miljön i form av utsläpp av föroreningar till vatten och luft, bullerstörningar och störningar genom ljus, skakningar m. m. från mark, byggnad eller anläggning. Utgångspunkten är att miljöstörande företeelser generellt inte går att helt undvika, men skall förebyggas så långt det är möjligt. Lagen anvisar ett antal olika medel att nå detta mål. Generellt gäller att den som utövar miljöfarlig verksamhet måste vidta de skyddsåtgärder och tåla den begränsning av verksamheten etc. som skäligen kan fordras för att motverka olägenheter från denna. I centrum för lagstiftningen står tillståndsprövning av verksamheter vilka bedöms som särskilt miljöstörande. Också andra typer av verksamheter kan emellertid prövas på samma sätt. Den tillståndsprövande myndigheten, koncessionsnämnden, meddelar de villkor i fråga om miljöskyddsåtgärder o. dyl. som skall gälla för verksamheten för att den skall få bedrivas. Vid fastställandet av villkoren skall hänsyn främst tas till vad som är tekniskt möjligt. Också den ekonomiska rimligheten beaktas. Vidare skall allmänna och enskilda intressen vägas in. I förarbetena anges hälsovårdsintresset, naturvårdens och friluftslivets intressen som exempel på allmänna intressen. De allmänna intressena kan också vara av ekonomisk natur, som t. ex. skador i form av metallkorrosion. En verksamhet kan bedömas som så störande för miljön att den egentligen inte ens med långtgående skyddsåtgärder borde tillåtas. Hänsyn till sysselsättning, försörjningsberedskap el. dyl. kan dock

väga så tungt att den ändå anses böra få bedrivas. Då skall avvägningen mellan miljöskyddsintresset och andra hänsyn göras av regeringen. Miljöskyddsvillkoren för verksamheten fastställs även i sådana fall av koncessionsnämnden. Etablering av industriell eller annan verksamhet som bedöms ha väsentlig betydelse för hushållningen med energi, träfiberråvara eller landets mark- och vattentillgångar skall som nämnts först prövas av regeringen.

Prövning enligt miljöskyddslagen sker även hos naturvårdsverket eller i vissa fall länsstyrelse. Ett sådant förfarande innebär att ett företag ansöker om befrielse från skyldigheten att söka tillstånd för en viss verksamhet. Sådan befrielse eller dispens kan medges på särskilda villkor i fråga om miljöskyddande åtgärder och liknande. Dessa villkor kan sägas vara i stort sett desamma som koncessionsnämnden skulle föreskriva i ett tillståndsbeslut. Naturvårdsverket prövar dispensansökan enligt samma tillåtlighetsregler som gäller vid tillståndsprövning, och verket svarar dessutom som sakkunnigorgan för en stor del av sakbedömningen i koncessionsärenden.

Ofta väljs dispensförfarandet i mindre kontroversiella ärenden, där det står relativt klart vilka miljöskyddskrav som ställs och där den sökande är beredd att acceptera dessa. Dispensförfarandet kan därmed ofta göras snabbare än det mera omständliga prövningsförfarandet. Dispensmedgivandet saknar emellertid formellt den rättsverkan som ett tillstånd har. Ett dispensbeslut kan inte heller överklagas, men den sökande är oförhindrad att ta upp ärendet som ett prövningsärende hos koncessionsnämnden.

För ett antal andra verksamheter, som bedömts som miljöstörande, men inte i samma utsträckning som de tillståndspliktiga, föreskrivs anmälningsskyldighet. Miljöskyddsmyndigheten, i detta fall främst länsstyrelsen, har därvid möjlighet att vid behov ta upp förhandlingar med företaget i fråga och meddela föreskrifter för verksamheten.

Som ett nödvändigt komplement till tillståndsprövningen innehåller lagstiftningen regler om tillsyn. Denna avser såväl tillståndsprövade och anmälda verksamheter som annan på något sätt miljöstörande verksamhet. Tillsynen utövas av naturvårdsverket centralt och i övrigt av länsstyrelsen. På det lokala planet spelar hälsovårdsnämnderna en stor roll, även om de formellt inte är tillsynsmyndighet enligt miljöskyddslagen. Tillsynsmyndighetens maktmedel i den mån förhandlingar med företaget inte leder till önskade åtgärder är förelägganden om miljöskyddsåtgärder eller förbud mot fortsatt verksamhet under oförändrade förhållanden.

Såväl tillståndsprövningen som tillsynen är individuell i så måtto att inga generella, bindande utsläppsnormer finns. För en rad verksamheter har naturvårdsverket emellertid utarbetat riktlinjer för utsläpp till ledning både vid tillståndsprövning och i tillsynsverksamheten. Genom att riktlinjerna publiceras får de styrande effekt också vid planering av nya eller ändring av befintliga verksamheter.

Den tillståndsprövning som sker avser att tillgodose såväl allmänna som enskilda intressen. Den vägning mellan olika intressen som därvid görs, kan leda till att en verksamhet bedöms tillåtlig även om kanske allvarliga störningar drabbar några människor, t. ex. en miljöstörande anläggnings allra närmaste grannar. Miljöskyddslagen ger dessa möjlighet att föra talan vid fastighetsdomstol för att få ersättning för direkta skador eller ekonomiska

förluster, t. ex. minskat fastighetsvärde till följd av den miljöstörande verksamheten. Inlösen av en utsatt fastighet är också en möjlighet om ägaren begär det. Också det miljöstörande företaget självt kan vända sig till domstol för att klara ut ersättningsfrågan. Då det gäller störningar från anläggningar som saknar tillstånd, kan de stördas talan även gälla förbud mot verksamheten eller föreläggande om särskilda skyddsåtgärder.

Författningar om miljöskyddet till havs

Genom miljöskyddslagstiftningen regleras miljöstörande verksamhet till lands och utsläpp av föroreningar från mark eller byggnad, inklusive utsläpp i havet från land. Medel att angripa föroreningen av världshaven från fartyg anvisas i ett system av författningar, vars utformning ansluter till olika internationella konventioner om skydd för världshaven eller delar därav. Strandstaterna kring Östersjön har enats om skärpta regler för detta hav.

Lagen (1971:1154) om förbud mot dumpning av avfall i vatten innehåller ett generellt förbud mot dumpning av allt slags avfall. Förbudet gäller dels för alla fartyg inom Sveriges sjöterritorium, dels för svenskt fartyg var som helst på det fria havet. Statens naturvårdsverk kan dock medge undantag från förbudet. Sanktionerna för brott mot lagen utgörs av fängelse eller böter. Om lagbrottet inneburit någon vinst för den som begått det, skall denna dessutom förklaras förverkad. Även de redskap som använts kan förklaras förverkade.

Dumpningsbestämmelserna gäller inte oljeutsläpp från fartyg, inte heller avfall som härrör från fartygets drift. Sådana utsläpp regleras i stället i lagen (1972:275) om åtgärder mot vattenförorening från fartyg. Också denna lag innehåller ett generellt förbud, nämligen förbud mot utsläpp av olja från fartyg. Förbudet preciseras i lagen dels geografiskt, dels med hänsyn till fartygsstorlek. Lagen öppnar emellertid möjligheter till att genom särskilda bestämmelser utsträcka utsläppsförbudet dels till mindre fartyg, dels till annat avfall som härrör från fartygs drift än olja, t. ex. toalettavfall. Lagen anger även ramar för ytterligare föreskrifter och ålägganden i syfte att förebygga förorening av haven. Lagen innehåller också bestämmelser med krav på fartygs konstruktion och utrustning.

För att underlätta kontrollen av eventuella oljeutsläpp medger lagen vidare att föreskrifter om märkning av oljerester utfärdas. Direkt föreskrivs skyldighet att föra s. k. oljedagbok för vissa fartyg, men möjlighet finns att genom särskilt förordnande utsträcka kravet till andra fartyg. Lagen ger också möjlighet att utfärda förelägganden och förbud i olika avseenden, om olja eller annat skadligt kommit ut från fartyget. I kungörelsen (1972:278) om åtgärder mot vattenförorening från fartyg görs preciseringar av de rambestämmelser lagen ger.

Inom Östersjöområdet samt inom hela Sveriges sjöterritorium utanför detta gäller strängare bestämmelser genom lagen och förordningen (1976:6 och 573) om åtgärder mot vattenförorening från fartyg inom Östersjöområdet. Bl. a. förbjuds oljeutsläpp i princip, oavsett fartygsstorlek. När det gäller mindre fartyg som inte är oljetankfartyg får dock utsläpp av oljehaltig blandning undantagsvis ske. Toalettavfall får släppas ut endast under vissa förhållanden, och fast avfall, annat än matrester, får över huvud taget inte

släppas ut. Östersjöförfattningarna innehåller också bestämmelser om mottagningsanordningar i hamn och om skyldighet att rapportera om vattenförorening. Båda författningarna trädde i kraft den 1 januari och till viss del den 1 april 1977. I fråga om fartyg som hör hemma i länder, som inte tillämpar Östersjökonventionen, gäller dock för utsläpp på det fria havet i stället äldre bestämmelser. Författningarna gäller dessutom i fråga om fritidsfartyg endast i den utsträckning som sjöfartsverket föreskriver.

Genom tillägg (1976:575) till renhållningskungörelsen (1974:1024) åläggs kommun att ta emot och forsla bort visst oljeavfall, toalettavfall och fast avfall från fartyg som ligger i hamn.

Ansvarigheten för oljeskador regleras i lagen (1973:1198) om ansvarighet för oljeskada till sjöss. Sådan skada skall ersättas av fartygsägaren oavsett om han eller hans anställda vållat skadan eller om den uppkommit av olyckshändelse. Ersättning utgår även för åtgärder som krävts för att förhindra eller begränsa oljeskada. Fartygsägare är skyldig att vara försäkrad eller ställa annan säkerhet till täckande av sin ansvarighet. Under vissa förutsättningar får ägaren begränsa sin ansvarighet. Inte i något fall skall ansvarigheten överstiga 210 miljoner francs. Lagen har kommit till med anledning av en internationell konvention som avser endast fartyg som fraktar olja i lös vikt, bulklast. För svenskt vidkommande gäller lagen emellertid även för oljeskada från andra typer av fartyg.

Normer för utsläpp från motorfordon

Bilavgaskungörelsen (1972:596) reglerar utsläpp av avgaser från motorfordon genom föreskrifter om anordningar för att dels hindra avgaser att tränga ut, dels begränsa förekomsten av föroreningar i avgaserna. Direkta utsläppsnormer förekommer i övrigt inte i miljöskyddslagstiftningen, men i denna författning används sådana för att ange när en avgasbegränsande anordning skall anses godtagbar. Normerna gäller maximalt tillåten förekomst i avgaserna av koloxid, kolväten och kväveoxider för bensindrivna fordon av olika årsmodeller samt avgasernas röktäthet för dieseldrivna fordon. Sanktion för brott mot kungörelsen är böter.

3.2.4 *Produktkontroll*

Lagen om hälso- och miljöfarliga varor

Miljöskyddslagstiftningen och författningarna om åtgärder mot förorening av havet reglerar utsläpp av föroreningar i vid bemärkelse från varuproduktion och andra aktiviteter oavsett de producerade varornas egenskaper. Genom främst lagen (1973:329) och kungörelsen (1973:334) om hälso- och miljöfarliga varor anvisas olika vägar att styra import, tillverkning och övrig hantering av ämnen som kan utgöra fara för människors hälsa och för miljön, liksom varor där sådana ämnen ingår.

Lagen om hälso- och miljöfarliga varor är en central ramförfattning med generella, grundläggande bestämmelser om hantering av hälso- och miljöfarliga varor. Där fastslås skyldighet för var och en som hanterar sådana varor att vidta alla de åtgärder och iaktta de försiktighetsmått i övrigt som kan

fordras för att hindra eller motverka att varorna får skadlig verkan. Detta innebär även skyldighet att undersöka varans hälso- och miljöeffekter så långt det är möjligt. Dessutom innehåller lagen bemyndigande för regeringen att med olika medel reglera hantering, import m. m. av sådana varor. Sådana medel är totalförbud för vissa varor, särskilda föreskrifter för hantering och registreringskrav (för exempelvis bekämpningsmedel). Vidare kan föreskrivas skyldighet för tillverkare, importörer m. fl. att lämna upplysning om varors sammansättning, egenskaper etc.

Vid tillsynen av lagens efterlevnad har tillsynsmyndigheterna rätt att ta del av de upplysningar och handlingar rörande varor som behövs för tillsynen. De får också meddela föreläggande och förbud om det behövs för lagens efterlevnad och kan även förordna om att åtgärder som krävs i lagen eller genom särskilt föreläggande utförs på bekostnad av den som försummat att vidta dem.

Enligt lagen kan också avgifter tas ut i ärende om hälso- och miljöfarliga varor. Så sker t. ex. vid registrering av sådana varor. Avgiften utgår i form av en ansökningsavgift samt en årsavgift så länge varan är registrerad. Kostnader för provtagning och undersökningar inom ramen för tillsynsverksamheten kan också belastas den som hanterar varan. Likaså får den, som begär produktkontrollnämndens svar på om en vara är att anse om hälso- och miljöfarlig eller inte, responsum, själv bekosta erforderliga undersökningar.

De sanktioner lagen anvisar för brott mot dess bestämmelser är böter eller fängelse. Dessutom kan vite utsättas då föreläggande om särskild åtgärd eller förbud meddelas.

Svavelhalt i eldningsolja

En form av produktnorm i kombination med utsläppsnorm meddelas i lagen (1976:1054) och förordningen (1976:1055) om svavelhaltigt bränsle. I hela landet är det förbjudet att förbränna olja med högre svavelhalt än 2,5 viktsprocent eller annat fossilt bränsle som innehåller svavel om förbränningen medför svavelutsläpp över en viss gräns. Gränsen har satts vid utsläpp motsvarande 0,6 gram svavel per megajoule bränsle. Inom angivna områden förbjuds dessutom användning av eldningsolja med högre svavelhalt än 1 viktsprocent (0,24 gram svavel per megajoule bränsle). Områden med denna gräns har efter hand ökats avsevärt och avsikten är att denna begränsning successivt skall införas i hela landet. Från och med oktober 1977 gäller den för Värmlands, Örebro, Södermanlands och Stockholms län och hela landet söder därom. Kommun kan föreskriva begränsningar utöver dem som anges centralt om det behövs i någon ort.

Undantag från bestämmelserna medges endast den som genom tillfredsställande rökgasrening kan hålla svavelhalten i avgaserna vid samma nivå som vid förbränning av eldningsolja med den högsta svavelhalt som gäller för området. I samband med den brist på lågsvavlig olja som uppstod på grund av de oljeexporterande ländernas leveransstopp under eldningssäsongen 1974–75 medgavs tillfälligt undantag från enprocentregeln där den då gällde. Sådana undantag förenas i de nya bestämmelserna med en avgift i syfte att motverka ekonomiska fördelar av användning av den billigare oljan med

högre svavelhalt.

Produktnormer gäller även för import och försäljning av viss tunn eldningsolja och dieselolja.

3.2.5 *Reglering av avfallshantering*

Renhållning och hantering av avfall regleras i ett antal författningar. Bestämmelsernas syfte är att motverka såväl dåliga hygieniska förhållanden som i övrigt otrivsamma förhållanden, att undvika hälso- och miljörisker på grund av dålig kontroll över miljöfarligt avfall och slutligen att främja resurshushållning genom ökad grad av återvinning av material ur avfall.

Kommunal renhållning

Den kommunala renhållningslagen (1970:892) och renhållningskungörelsen (1974:1024) fastslår kommunens skyldighet att transportera bort orenlighet som härrör från hushåll, hushållsavfall och därmed jämförligt avfall till behandlingsanläggning eller upplagsplats. För avfallsproducenterna, hushållen m. fl., föreskrivs skyldighet att låta kommunen göra detta. Kommunen eller av kommunen anlitad entreprenör har ensamrätt till bortforslingen. Regeringen eller kommunen kan dessutom bestämma att även avfall och orenlighet av annat slag skall tas om hand av kommunen med ensamrätt. Genom lagen (1965:54) om kommunala renhållningsavgifter ges kommun rätt att ta ut avgift för bortforsling och omhändertagande av avfallet. Avgiften får sättas så att den täcker samtliga kostnader. Kommunen får däremot inte göra någon vinst på verksamheten totalt sett. I avgiftsunderlaget får dock inräknas kommunens ersättning till entreprenör, trots att denne i sin verksamhet måste räkna med vissa vinster. Detta får dock inte leda till att kostnaderna blir väsentligt högre än om kommunen utfört arbetet i egen regi. Kommunen kan genomföra kostnadsutjämningar mellan abonnenterna. För att styra mot ökad återvinning kan regeringen föreskriva att om det är av intresse från återvinningssynpunkt skall visst avfall, som kommunen skall ta hand om, förvaras åtskilt från annat avfall i avvaktan på borttransport. I förarbetena till vissa ändringar i renhållningslagstiftningen[1] deklareras avsikten att samtliga kommuner före 1980 skall omfattas av obligatorisk pappersinsamling, vilket innebär skyldighet för hushåll m. fl. att separera tidningar och liknande pappersavfall.

Den kommunala renhållningslagen ålägger även kommun att svara för renhållningen utomhus, dvs. såväl vid bebyggelse som i naturen. Renhållningen på vägar och rastplatser med angränsande mark där staten är väghållare åvilar staten. I övrigt skall kommunen även svara för vägrenhållningen.

Kommunens renhållningsansvar liksom naturvårdslagens (1964:822) förbud mot nedskräpning gäller all slags nedskräpning, alltså även så stora "skräpföremål" som skrotbilar. För att komma till rätta med detta senare nedskräpningsproblem har särskilda styrmedel skapats i lagstiftningen om bilskrotning. Den kombination av ekonomiska och administrativa styrmedel lagstiftningen anvisar behandlas i avsnittet om ekonomiska styrmedel.

[1] Prop. 1975:32.

Miljöfarligt avfall

I förarbetena till förordningen (1975:346) om miljöfarligt avfall har förutsatts att kommunerna inom en 5-årsperiod skall utvidga det kommunala renhållningsansvaret till att också omfatta sådant avfall som denna förordning är tillämplig på. Formellt möjliggörs utvidgningen genom kungörelsen (1975:344) om ändring i renhållningskungörelsen.

I förordningen om miljöfarligt avfall anges de avfallsslag som är att hänföra till miljöfarligt avfall. Vidare anges att kungörelsen om hälso- och miljöfarliga varor gäller även för miljöfarligt avfall. Därutöver meddelas i förordningen en del andra bestämmelser som enbart gäller det miljöfarliga avfallet. Det är bestämmelser som syftar till en noggrannare kontroll över hanteringen av sådant avfall.

De styrmedel författningen anvisar är uppgiftsskyldighet om miljöfarligt avfall och om avfallsbehandling, tillståndsprövning för yrkesmässig transport av avfall. Slutligt omhändertagande reserveras i princip för Svensk Avfallskonverterings Aktiebolag (SAKAB), men kan efter tillståndsprövning av regeringen även utföras av andra företag. För utförsel av miljöfarligt avfall krävs tillstånd av naturvårdsverket utom för det statliga behandlingsföretaget.

Lagen (1965:54) om kommunala renhållningsavgifter är tillämplig på den verksamhet i fråga om miljöfarligt avfall som kommun driver. Behandlingsföretag förutsätts bedriva sin verksamhet under affärsmässiga former. I båda fallen avses således avfallsproducenterna via avgifter få svara för kostnaderna för hanteringen av avfallet. Bidrag för att stimulera utbyggnad av behandlingsanläggningar m. m. behandlas under rubriken ekonomiska styrmedel.

3.2.6 *Reglering av användning av mark och vatten från naturvårdssynpunkt*

Användningen av mark regleras av en mängd olika författningar. Jordbruks- och skogsvårdslagstiftningen, vattenlagstiftningen, lagar om jakt och fiske, gruvdrift etc. har alla stor betydelse för hur naturen utnyttjas. Utgångspunkterna för reglerna i dessa författningar är emellertid främst produktionsaspekter.

I många av dem har dock efter hand naturvårdshänsyn skrivits in. I det följande koncentreras intresset kring de författningar som har bevarandet och vården av naturen som huvudsyfte.

Naturvårdslagen

Naturvårdslagen (1964:822)[2] reglerar tillsammans med ett antal andra författningar allmänhetens och markägarens rättigheter och skyldigheter i umgänget med naturen och vid användningen av marken. Grunden för regleringarna anges i naturvårdslagens första paragraf, där det slås fast att naturen utgör en nationell tillgång som skall skyddas och vårdas, och att den är tillgänglig för alla enligt allemansrätten.

De styrmedel lagen anvisar är dels generella restriktioner på allmänhet och markägare, dels olika vägar till individuell reglering av markanvändning och resursutnyttjande som t. ex. tillståndsprövning, obligatoriskt samråd eller

[2] Omtryckt 1974:1025.

avsättande av mark för speciella naturvårdsändamål. Lagen ger också i vissa fall möjlighet till ersättning för markägare som får sin handlingsfrihet i fråga om markanvändning väsentligt inskränkt. Den vägledande principen för bestämmelserna om ersättning har varit att en markägare inte har frihet att använda sin egendom på ett sätt som skulle vara till skada för andra människor och för samhället.

Markägaren måste därför tåla vissa inskränkningar i sitt förfogande över marken. Om däremot hans användning av sin mark avsevärt försvåras eller om den tas i anspråk genom att naturreservat inrättas ger naturvårdslagen rätt till ersättning. Ersättningsrätt föreligger endast då *pågående användning* avsevärt försvåras, inte om beslutet innebär en inskränkning i eller förbud mot något tänkt, *framtida* användningssätt.

Skyddsvärda områden kan avsättas till nationalpark eller naturreservat. Syftet med nationalparken är att bevara ett större sammanhängande område av viss landskapstyp. Endast mark som tillhör kronan kan tas i anspråk. Naturreservat kan avsättas av flera olika skäl: områdets betydelse för kännedomen om landets natur, dess skönhet eller märkliga beskaffenhet eller dess betydelse för friluftslivet. Markägaren måste tåla inskränkningar i sin rätt att förfoga över området, liksom att sådana åtgärder vidtas som krävs för att syftet med reservatet skall uppnås, t. ex. att vandringsleder och raststugor byggs, parkeringsplatser anläggs m. m. Vid avsevärt intrång i pågående markanvändning har då markägaren rätt till ersättning. Han kan i vissa fall också kräva inlösen av marken. Även allmänhetens rörelsefrihet enligt allemansrättsliga normer kan inskränkas inom ett reservat, t. ex. blomplockning, eldning, möjligheterna att ha med hund. Det kan också föreskrivas att endast vissa delar av reservatet får beträdas.

Enstaka, skyddsvärda naturföremål kan fridlysas som naturminne, vilket också kan betyda en viss inskränkning i markägarens förfogande över den närmast omgivande marken.

Växtarter i fara att försvinna eller utrotas kan fridlysas, dvs. det blir förbjudet att plocka eller skada växten. Däremot kan enbart fridlysning av växten inte förhindra exploatering av markområdet där den växer. Även djur som är utrotningshotade kan skyddas genom naturvårdslagens bestämmelser. Det gäller djur som inte omfattas av jakt- och fiskelagstiftningen.

Allemansrätten ger alla tillträde till naturen, men denna rätt kan bli ganska innehållslös om naturområden exploateras eller förstörs. Det gäller också den allmänna tillgång, bl. a. i form av tilltalande landskapsbild, som naturmiljön utgör.

Till skydd för friluftslivet gäller bl. a. ett generellt strandskydd, som innebär att bebyggelse eller annat liknande inte får förekomma inom 100 meter på båda sidor från strandlinjen. Strandskyddet kan utvidgas till 300 m. Stängsel som hindrar eller försvårar tillträde till mark som har betydelse för friluftslivet får inte förekomma om inte ägaren ombesörjer grind eller ordnar något annat sätt för allmänheten att ta sig till området. Skyltar som avvisar allmänheten från ett område får inte finnas utan tillstånd. Den som satt upp stängsel eller skylt i strid mot dessa bestämmelser kan föreläggas att ta bort dem.

Utöver skydd genom avsättande av områden innehåller lagen andra medel till skydd för naturmiljön, nämligen bestämmelser om tillståndsprövning,

samråd o. dyl.

Tillståndsprövning gäller för täkt av sten, grus, lera etc. som inte endast sker till husbehov. Tillstånd till täkt kan förenas med villkor dels om täktens utformning, dels om återställning av täkten. Den tillståndssökande kan åläggas att ställa säkerhet för de skydds- och återställningsåtgärder som krävs.

Vid sidan av det generella tillståndstvånget för grustäkt finns en möjlighet att inom vissa områden föreskriva tillståndsprövning för en rad olika företag om det bedöms krävas särskilda åtgärder för att skydda eller vårda detta områdes naturmiljö. Området kan då förklaras som naturvårdsområde. Åtgärderna får dock inte vara alltför omfattande. Om de medför avsevärt intrång i pågående markanvändning skall området i stället avsättas som naturreservat med åtföljande ersättningsrätt. Åtgärder och inskränkningar inom naturvårdsområdet måste däremot markägaren tåla utan ersättning.

Härutöver gäller en generell bestämmelse om samråd mellan markägare och länsstyrelse inför vissa andra arbetsföretag. Det är sådana som inte omfattas av tillståndstvång men som kan komma att väsentligt ändra naturmiljön.

Till skydd för landskapsbilden och till gagn för människors trevnad under vistelse i naturen ger lagen även viss möjlighet att förelägga ägare till förfallna och vanvårdade hus att reparera eller riva huset. Skyltar, affischer o. dyl. får inte sättas upp och lämnas kvar hur som helst. Skall de sitta kvar, "anbringas varaktigt" med lagens formulering, krävs tillstånd. Andra affischer eller dylikt som sätts upp tillfälligt skall tas bort inom fyra veckor.

Slutligen gäller ett absolut förbud mot all nedskräpning utomhus. Den som skräpat ner kan åläggas att städa upp.

Brott mot naturvårdslagens bestämmelser straffas med böter eller fängelse. Dessutom kan krävas ersättning för av brottet föranledda kostnader. I vissa fall kan den försumlige vid vite åläggas att vidta rättelse.

Om tillstånd till täkt, bebyggelse eller liknande beviljas kan samtidigt krävas att den sökande skall bekosta en särskild undersökning av området eller på annat sätt gottgöra intrånget i naturvårdsintresset.

Bevarande av bokskog

Vid sidan av naturvårdslagen regleras användningen och vården av naturen genom ytterligare några författningar. I syfte att bevara såväl en intressant och karakteristisk naturtyp som en sådan av stort intresse för det rörliga friluftslivet stiftades lagen (1974:434) om bevarande av bokskog. Principen om att en markägare inte har frihet att använda sin egendom på ett sätt som är till skada för andra och för samhället har varit ledande för bestämmelsernas utformning. Lagen föreskriver sålunda tillståndsprövning för avverkning av bokskog. Det samma gäller åtgärder för återväxt med något annat trädslag än bok. Tillståndsprövningen skall utgå ifrån att all bokskog som är av värde från naturvårdssynpunkt skall bevaras så långt det är möjligt. Tillstånd till avverkning eller återväxt med annat trädslag kan kombineras med villkor i form av åtgärder för att begränsa och motverka olägenheter och trygga återväxt av ett tillfredsställande bokbestånd. Säkerhet för fullgörandet av föreskrivna åtgärder kan krävas, och någon ersättning för inskränkningarna i

ägarens förfoganderätt lämnas inte.

Om däremot tillstånd till avverkning av icke utvecklingsbar, dvs. helt avverkningsmogen, bokskog vägras och det leder till att rationellt skogsbruk avsevärt försvåras, är skogsägaren berättigad till ersättning enligt principen om att omfattande intrång i pågående markanvändning ersätts.

Sanktion för brott mot bokskogslagen är böter eller fängelse. Vite kan utsättas för att den försumlige skall vidta rättelse. Länsstyrelsen kan slutligen företa rättelse på den försumliges bekostnad.

Bokskogslagen kompletteras av bestämmelser om bidrag för återväxtåtgärder, som behandlas mera i det följande.

Terrängkörning

Med hänsyn till naturvården, djur- och växtlivet, allmänhetens friluftsliv osv. regleras trafiken med terrängfordon. Terrängkörningslagen (1975:1313) innebär totalt förbud mot barmarkskörning i terräng, mot körning på snötäckt skogsmark med plant- eller ungskog, samt mot körning inom av regeringen bestämda delar av fjällvärden. Undantag görs för viss yrkestrafik, räddningstjänst m. m. Sanktion för brott mot lagen är böter.

3.3 Ekonomiska styrmedel

Ekonomiska styrmedel kan ha formen av antingen subventioner eller avgifter av något slag, och de kan användas fristående eller som komplement till administrativa styrmedel.

3.3.1 *Subventioner*

Som stimulans till att snabbare uppnå intentionerna bakom främst miljöskyddslagstiftningen har statsbidrag utgått till olika slag av reningsåtgärder. Till vissa typer av anläggningar kan alltjämt sådana bidrag lämnas.

I samband med miljöskyddslagens tillkomst skapades möjligheter för redan befintlig industri att få bidrag för reningsanläggningar, processändringar o. dyl. för att de bättre skulle svara mot den nya miljöskyddslagstiftningens krav. Motivet till bidragsgivningen var att dessa industrier inte kunnat räkna med de strängare miljökraven i sina kalkyler, samt att ändringar i efterhand ofta ställer sig dyrare än åtgärder som planeras in i en anläggning från början. Upp till 25 procent av kostnaderna för miljöskyddsåtgärder kunde erhållas i bidrag. Sammanlagt 770 miljoner kronor betalades under tiden 1969/70-1974/75 i statsbidrag för miljöskyddsåtgärder inom industrin, varav 470 miljoner kronor utgjordes av förhöjda bidrag. Därefter upphörde denna form av bidragsgivning.

År 1974 infördes möjlighet att bevilja bidrag även för nyanläggningar i syfte att stimulera industrin att utveckla och utprova nya metoder för att lösa olika miljövårdsproblem. Denna bidragsform kvarstår, och innebär att bidrag kan utgå med upp till 50 procent av kostnaderna för försöksanläggningar i fullstor skala.

Den ökade satsningen på avfallsområdet och inriktningen mot återvinning

och resurshushållning, som ledde till ny lagstiftning, kom också till uttryck i bidrag till vissa åtgärder på avfallsområdet. Statligt stöd lämnas nu till bl. a. anläggningar för återvinning ur hushållsavfall om de bedöms angelägna från allmän sypunkt, till anläggningar för behandling av annat avfall än hushållsavfall och till långtidsförvaring av kemiskt eller annat avfall som är miljöfarligt.

Bidrag lämnas också till anordningar för mottagning och behandling av olja och oljeförorenat vatten från fartyg. 1977 anvisades 50 miljoner kronor för detta ändamål.

Särskilda bidrag till miljövårdande åtgärder inom jordbruks- och trädgårdsföretag kan också lämnas. Bidragen avser anläggningar som tagits i bruk före den 1 juli 1972, då skärpta miljöskyddsbestämmelser för bl. a. jordbruksanläggningar infördes. Bidragsmöjligheten kvarstår efter förlängning till och med den 30 juni 1978.

Sedan 1968 utgår statliga bidrag till kommunala avloppsreningsverk enligt bestämmelser som avser att stimulera till längre gående rening genom högre bidragsprocent vid högre reningsgrad. Årligen har under senare år ca 130 miljoner kronor anslagits till sådana bidrag. För budgetåret 1977/78 minskades bidragsramen till 90 miljoner kronor.

Bidragsprocenten varierar mellan 30 och 50 procent. Också denna typ av bidrag har under vissa perioder höjts av sysselsättningsskäl.

Vid sidan av dessa bidrag, som syftar till att underlätta uppfyllandet av de krav som ställs genom miljöskydds- och renhållningslagstiftningen, finns subventioner, bidrag, till vad som längre fram i detta betänkande betecknas som återställande av miljövaror och skapande av nya miljövaror. Här avses statsbidrag till sjörestaurering och kalkning av sjöar, till föryngring och vård av bokskog samt till idrottsanläggningar och hamnar för fritidsbåtar.

I samband med att kraven på rening av avloppsvatten skärptes och bidragsmöjligheter till reningsåtgärder skapades, beslutades också om statsbidrag till såväl undersökningar om som försöksverksamhet med restaurering av starkt förorenade sjöar. Restaureringsbidragen avsåg således sjöar som skadats genom utsläppta föroreningar, inte genom sjösänkning, dikning el. dyl. Restaureringsarbeten har genomförts i ett antal sjöar, varvid olika metoder prövats. Bidragsgivningen har under senare tid begränsats avsevärt. Inledningsvis anslogs under några år ca 1 milj. kronor årligen till verksamheten. Under 1975/76 och 1976/77 var anslagen nere i 250 000 respektive 100 000 kronor. Under det senaste budgetåret har inga bidrag utgått.

Problemet med försurning av sjöar genom svavelnedfall har blivit alltmera akut. Utöver begränsningar av svavelhalten i eldningsolja görs försök att återställa försurade sjöar och motverka ytterligare försurning genom kalkning av sjöar, deras tillflöden och omgivande marker.

Från början av januari 1977 gäller förordningen (1976:1056) om statsbidrag till kalkning av insjöar och vattendrag, enligt vilken bidrag kan utgå med normalt upp till 75 procent för kalkning i återställande och/eller förebyggande syfte. Under de tre senaste budgetåren har årligen 10 miljoner kronor anslagits till dessa bidrag.

Om det anses angeläget från naturvårdssynpunkt kan bidrag med högst 60 procent av kostnaden utgå för fullständiga återväxtåtgärder i bokskog, på område där bokskog avverkats och marker som tidigare varit beväxta med

andra trädslag eller där det bedrivits jordbruk. Bidrag kan också lämnas för ungskogsröjning och andra åtgärder för att trygga återväxten av bok. För budgetåret 1977/78 anslogs 900 000 kronor till sådana bidrag.

Till åtgärder för att bevara en öppen landskapsbild där bete eller jordbruk upphört eller för att vidmakthålla äldre brukningsformer där det bedöms angeläget kan från och med budgetåret 1976/77 bidrag lämnas. Bidraget uppgår vanligtvis till högst 50 procent av kostnaderna, men kan i särskilt angelägna fall bli högre. Till dessa bidrag har för 1977/78 anslagits 500 000 kronor.

3.3.2 *Ersättningar*

Ersättningar har berörts något i föregående avsnitt, t. ex. ersättningar vid bildande av naturreservat. Sådana ersättningar utgör inte styrmedel på samma sätt som subventioner. De kan snarare ses som en form av ersättning för intrång i den enskildes möjligheter att använda sin egendom och, ofta, i hans utkomstmöjligheter. En styrande funktion får de emellertid därigenom att medelstilldelningen är en av de faktorer som reglerar omfattningen av t. ex bildandet av naturreservat, ersättning vid vägrad avverkning av bokskog samt ersättningar för skador av rovdjur (på tamdjur) och av kronhjort (på gröda).

3.3.3 *Avgifter*

Som nämnts i det föregående används i några fall avgifter på miljövårdsområdet. Dessa avgifters syfte är i huvudsak finansierande. Någon ansats till avgift med styrande syfte finns också, medan däremot avgifter som avses täcka hela miljökostnaden, dvs. även kostnaden för externa effekter, inte förekommer.

De avgifter kommunerna har rätt att ta ut för avfallshanteringen skall i princip täcka kostnader för sopkärl, insamling, transport och behandling, dvs. kommunens företagsekonomiska kostnader. Lagen ger däremot inte kommunen möjlighet att t. ex. med höjd avgift söka styra mot minskade avfallsmängder eller täcka kostnader för negativa, externa effekter som inte återspeglas i direkta utgifter.[3] Motsvarande princip gäller för avgifter för användning av allmän vatten- och avloppsanläggning. Enligt lagen om hälso- och miljöfarliga varor kan i vissa fall avgift tas ut, t. ex. vid registrering av bekämpningsmedel, vid undersökningar som erfordras för responsum och för undersökningar i samband med tillsyn. Också här är syftet finansiering.

I kungörelsen om hälso- och miljöfarliga varor sägs dessutom att avgiften kan bestämmas till ett lägre belopp om en full kostnadsersättning är

[3] Redan avgifter som endast syftar till full kostnadstäckning av viss verksamhet kan i vissa fall ha en styrande effekt. På renhållningsområdet har det visat sig att de relativt höga kostnader för företagen som ett omhändertagande av s. k. miljöfarligt avfall i seriösa former medför jämfört med det tidigare vanliga förfarandet att mot en billig avgift avlämna det på ett kommunalt avfallsupplag leder till en markant nedgång i avfallsmängderna. Det nya kostnadsläget medför att företagen i stor utsträckning skapar egna behandlingsanordningar eller ändrar processerna så att avfallet blir mindre farligt, minskar eller helt faller bort.

uppenbart oskälig med hänsyn till undersökningens karaktär.

Avgiften på vissa dryckesförpackningar som tidigare behandlats av utredningen,[4] har också finansieringssyfte. Den styrande effekt den skulle kunna ha genom att fördyra engångsförpackningar i förhållande till returglas har, som utredningen konstaterat, varit begränsad.

Lagen (1976:1054) om svavelhaltigt bränsle innehåller bestämmelser om avgift då undantag från regler om högsta tillåtna svavelhalt medges, t. ex. på grund av brist på lågsvavlig olja. Avgiftens syfte är att ekonomiskt jämställa användning av olja med tillåten svavelhalt och olja med högre svavelhalt.

Bilskrotningslagen (1975:343) och bilskrotningsförordningen (1975:348) innehåller bestämmelser om ett ekonomiskt styrmedel, en kombination av avgift och subvention, som i mycket liknar ett pantsystem med syfte att undvika bilvrak i naturen och stimulera till kontrollerad skrotning av bilar och återvinning av bildelar och material. Sedan den 1 oktober 1975 beläggs alla nya bilar med en skrotningsavgift. Från och med den 1 januari 1976 får en bilägare som låter skrota sin bil en skrotningspremie. I ett inledningsskede får en mängd bilägare ut skrotningspremie utan att ha erlagt skrotningsavgift, men så småningom kommer skrotningspremien att i stort sett utgöra en återbetalning av skrotningsavgiften. Skrotningspremien utbetalas endast mot skrotningsintyg som utfärdats av auktoriserad bilskrotare. Ett sådant intyg krävs också för att bilen skall avregistreras och bilägaren slippa betala bilskatt och försäkring. Skrotningsavgifterna går till en fond, ur vilken bestrids dels skrotningspremier, dels bidrag till kommuns kostnader för att ta hand om och snygga upp efter skrotbilar eller skrotupplag.

3.3.4 *Viten och böter*

Viten och böter är, som framgår av genomgången av administrativa styrmedel, sanktioner som ofta anvisas för försumlighet och brott mot bestämmelser i miljövårds- och naturvårdslagstiftningen. Vite kan t. ex. utsättas för att tvinga fram rättelse av någon försummelse som påtalats i samband med tillsyn, men där ingen åtgärd vidtagits. I många fall kan tillsynsmyndighet vidta erforderliga åtgärder på den försumliges bekostnad om inte vitesföreläggande lett till rättelse. Böter kan utdömas efter åtal för brott mot vissa av bestämmelserna.

3.3.5 *Skadestånd*

I flertalet fall då brott mot någon miljövårds- eller naturvårdsförfattning konstaterats kan även skadestånd utdömas, dvs. den som orsakat skada kan dömas att ersätta de kostnader skadan förorsakat. Skadestånd kan enligt t. ex. miljöskyddslagen även utdömas då brott eller försumlighet inte föreligger, men endast om skadan är allvarlig.

3.4 Övriga styrmedel

Vid sidan av de administrativa styrmedlen i form av t. ex. generella regler och förbud eller villkor efter särskild prövning och de ekonomiska, t. ex.

[4] SOU 1974:44 och 1976:35.

subventioner, finns andra vägar för styrning i olika avseenden. De kan samlas under rubriken insamling och spridning av kunskap, dvs. forskning, utbildning och information.

Genom ett särskilt anslag för miljövårdsforskning bestrids utgifter för företrädesvis målinriktad miljövårdsforskning. Vidare finns särskilda anslag för dels undersökningar av hälso- och miljöfarliga varor, dels särskilda undersökningar inom miljövårdsområdet. Genom ett anslag för stöd till kollektiv forskning på miljövårdsområdet finansieras ytterligare forsknings- och utvecklingsverksamhet.

Forskningsanslag, forskningsprogram o. dyl. är i stor utsträckning långsiktiga styrmedel. Det gäller också i hög grad utbildningen, där dels beslut om kurs- och studieplaner, dels läromedelsproduktion och genomförande av undervisning får betydelse för den framtida utvecklingen på miljövårdsområdet.

Information är styrmedel på såväl kort som lång sikt. Intensiva kampanjer för att snabbt sprida t. ex. ett önskvärt beteende och långsiktig, kontinuerlig information för en breddning efter hand av kunskap om och hänsynstagande till miljön är olika sätt att använda detta styrmedel. Samhällets miljövårdsinformation finansieras främst via ett särskilt anslag, men också medel för information i samhällsfrågor i allmänhet kan ibland användas just på miljövårdsområdet.

3.5 Myndigheterna och styrmedlen

Av den föregående genomgången av styrmedel på miljövårdsområdet framgår att en avsevärd del av styrningen sker genom tillståndsprövning och villkorsgivning i det enskilda fallet. De administrativa styrmedlen består i stor utsträckning av rambestämmelser, som tillämpas av myndigheter på olika nivå genom lämplighetsbedömningar inom de gränser som dras upp i lagarna och i särskilda tillämpningsförfattningar. Som tidigare framhållits, förekommer generella, bindande normer o. dyl. mycket sparsamt i miljölagstiftningen. De tillämpande myndigheterna förutsätts genom lämplighetsbedömning inom de givna, generella ramarna beakta utvecklingen på det tekniska och naturvetenskapliga området samt omständigheterna i det enskilda fallet. Forskning, inventeringar, branschöversikter samt praxis avses efter hand ge ökat underlag för dessa bedömningar.

Bland de ekonomiska styrmedlen dominerar bidrag av olika slag. Också här gör myndigheterna en lämplighetsbedömning och föreskriver villkor från fall till fall inom givna ramar. För de avgifter som tillämpas, t. ex. skrotningsavgift samt ansöknings- och årsavgift för registrering av bekämpningsmedel, gäller emellertid i allmänhet generella regler och belopp.

De myndigheter som administrerar huvuddelen av styrmedlen – lagar, bidrag, avgifter etc. – på miljövårdsområdet är centralt statens naturvårdsverk, koncessionsnämnden för miljöskydd och produktkontrollnämnden, regionalt länsstyrelsen och lokalt kommunen. Sjöfartsverket, tullstyrelsen, riksskatteverket, lantbruksstyrelsen, skogsvårdsstyrelsen m. fl. har också uppgifter inom ramen för den lagstiftning som behandlats i det föregående.

3.5.1 *Statens naturvårdsverk*

Som den centrala förvaltningsmyndigheten på miljövårdsområdet har statens naturvårdsverk inflytande över hur flertalet av de administrativa och ekonomiska styrmedlen används. På många områden har verket en direkt beslutsfunktion. På andra tar sig inflytandet uttryck i en sakkunnig- och rådgivarfunktion. Verket leder eller bedriver självt inventeringar och planering som underlag för verksamhet inom olika delar av sitt område, utfärdar tillämpningsföreskrifter och allmänna råd, fastställer riktlinjer för bedömning av miljövårdsproblem osv. Verket är också central tillsynsmyndighet enligt bl. a. naturvårds- och miljöskyddslagarna samt lagen om hälso- och miljöfarliga varor, vilket bl. a. innebär viss styrning av länsstyrelsernas arbete härmed.

Naturvårdslagstiftningen ger naturvårdsverket en i huvudsak rådgivande roll. Flertalet beslut läggs i stället på länsstyrelsen, dock ofta med föreskrift om samråd med naturvårdsverket. Enligt instruktion kan verkets styrning av naturvårdsverksamheten beskrivas med ord som leda, bevaka, följa, verka för, biträda, ge råd och riktlinjer. Slutligen har verket också rätt att föra talan mot beslut av länsstyrelse enligt naturvårdslagen.

Såväl besluts- som rådgivarfunktioner har verket enligt miljöskyddslagstiftningen. Verket beslutar i frågor om undantag från skyldigheten att söka tillstånd (dispens) och är sakkunnigorgan i tillståndsärenden. Verkets rådgivande verksamhet inom ramen för denna lagstiftning utövas också genom råd om t. ex. tillsyn och kontroll, genom riktlinjer för utsläpp och undersökningar av miljövårdsproblem med åtgärdsförslag. Också här har verket talan mot beslut av såväl koncessionsnämnd som länsstyrelse.

Inom ramen för lagstiftningen om hälso- och miljöfarliga varor är verkets funktion bl. a. beredande. Verkets produktkontrollbyrå utgör sålunda produktkontrollnämndens kansli. Verket svarar också för den centrala tillsynen av denna lagstiftnings efterlevnad, liksom i fråga om naturvårds- och miljöskyddslagstiftningen.

I många fall hänförs utfärdandet av närmare tillämpningsbestämmelser för en författning till naturvårdsverket. Det gäller bl. a. förordningen om miljöfarligt avfall. Tillståndsprövningen enligt denna författning fördelas däremot på regeringen, naturvårdsverket och länsstyrelsen. På naturvårdsverket läggs också uppgiften att ange vad som skall betraktas som miljöfarligt avfall.

Motsvarande uppgift har verket enligt lagen om åtgärder mot vattenförorening från fartyg, där verket skall ange vad som enligt lagen är farligt att släppa ut. Tillståndsfrågor och förekskrifter av olika slag ligger här främst på sjöfartsverket.

Tillståndsprövning eller prövning av undantag från generella förbud eller andra generella regler är naturvårdsverkets uppgift även enligt lagen om förbud mot dumpning av avfall i vatten och lagen om svavelhaltigt bränsle.

Ett styrmedel som i flertalet fall hanteras av naturvårdsverket är subventionerna – bidragen. Bidragen till föryngring av bokskog, kalkning av sjöar, anläggningar för omhändertagande av olja samt, delvis, bidrag ur bilskrotningsfonden administreras av andra myndigheter. Subventioner till natur-

vårdsåtgärder lämnas också av arbetsmarknadsverket. De har främst sysselsättningspolitiskt syfte. Naturvårdsmyndigheterna medverkar emellertid i planeringen av beredskapsarbeten.

Naturvårdsverket består av fem avdelningar, den administrativa avdelningen, naturresursavdelningen, den tekniska avdelningen och forsknings- och undersökningsavdelningen samt den omgivningshygieniska avdelningen som är formellt knuten till verket. Dessutom har verket ett planeringssekretariat.

3.5.2 *Koncessionsnämnden*

Koncessionsnämnden är en myndighet med domstolsliknande funktioner. Nämndens verksamhet faller helt inom ramen för miljöskyddslagen och består främst i tillståndsprövning av miljöstörande verksamhet. Nämnden består av ordförande och tre ledamöter samt ersättare för dem. Dessutom finns överingenjörer och sekreterare för beredning av ärendena. Naturvårdsverket biträder nämnden med undersökningar och fältarbeten i miljöskyddsärenden samt fungerar som remissorgan åt nämnden. Denna hör också sakägare (de som berörs av den miljöfarliga verksamhet som prövas) och övriga berörda myndigheter. Nämndens beslut kan överklagas hos regeringen av parterna (sökande och sakägare). Också naturvårdsverket kan överklaga nämndens beslut. Nämnden arbetar sedan 1975 på två avdelningar.

3.5.3 *Produktkontrollnämnden*

Produktkontrollnämndens verksamhetsområde ligger inom ramen för lagstiftningen om hälso- och miljöfarliga varor. Nämnden beslutar i frågor om registrering av bekämpningsmedel, meddelar generella bestämmelser för hantering, förvaring etc. av hälso- och miljöfarliga varor, prövar ansökningar om tillstånd att använda PCB, ger ut vägledande förteckningar över gifter och vådliga ämnen. Tillstånd till handel, tillverkning och användning av sådana varor prövas emellertid i flertalet fall av länsstyrelsen. Fråga om behörighet att använda vissa bekämpningsmedel prövas av lantbruksstyrelsen eller socialstyrelsen.

För tillsynen enligt denna lagstiftningen svarar centralt arbetarskyddsstyrelsen inom sitt område och i övrigt naturvårdsverket. Under arbetarskyddsstyrelsen utövar yrkesinspektionen den närmare tillsynen. I övrigt svarar länsstyrelsen, med vissa undantag, för tillsynen inom länet. Inom kommunen har hälsovårdsnämnden denna uppgift.

Produktkontrollnämnden är en självständig myndighet som består av en ordförande och högst 10 ledamöter, bland vilka generaldirektörerna från ett antal berörda verk skall ingå. Ordförande i nämnden är naturvårdsverkets generaldirektör. Nämndens kanslifunktioner ombesörjs av produktkontrollbyrån vid naturvårdsverket.

3.5.4 *Länsstyrelsen*

Länsstyrelsen är den regionala naturvårdsmyndigheten. Huvuddelen av besluten enligt naturvårdslagen åvilar länsstyrelsen, som också svarar för viss dispens- och tillståndsprövning enligt miljöskyddslagen. Hanteringen av styrmedlet tillståndsprövning ankommer för övrigt ofta på länsstyrelsen. Detta gäller i flera avseenden om lagstiftningen om hälso- och miljöfarliga varor, om bevarande av bokskog, om miljöfarligt avfall och kommunal renhållning etc. Länsstyrelsen svarar vidare för auktorisation av bilskrotare. Till länsstyrelsen skall också lämnas de anmälningar om verksamheter av olika slag som föreskrivs i skilda författningar. Länsstyrelsen är, som tidigare nämnts, den regionala tillsynsmyndigheten, som skall kontrollera efterlevnaden av i stort sett hela lagstiftningen på naturvårdsområdet. Länsstyrelsen har också en roll som remissorgan i samband med beslut som fattas på andra nivåer.

Till länsstyrelsens uppgifter på naturvårdsområdet hör slutligen inventerings- och planeringsarbete.

Länsstyrelsens uppgifter på miljövårdsområdet fullgörs inom planeringsavdelningen av naturvårdsenheten under ledning av naturvårdsdirektören.

3.5.5 *Kommunen*

Ett betydande miljövårdsansvar faller på kommunerna som kommer i kontakt med miljövårdsfrågor i många olika sammanhang. Bevakningen av dessa frågor faller till en del inom kommunstyrelsens ansvarsområde. Ett huvudansvar ligger dock på byggnadsnämnden och häslovårdsnämnden som är s. k. specialreglerade nämnder. Särskilt hälsovårdsnämnden har under senare år alltmer kommit att framstå som kommunens miljövårdsorgan. Den lagstiftning som redovisats i det föregående ser i stor utsträckning kommunen som ansvarig för den lokala planeringen, varför kommunens uppfattning i t. ex. tillståndsärenden bedöms vara väsentlig. Hälsovårdsnämndens ställnings som tillsynsorgan för miljövårdsområdet har i huvudsak sin grund i direkta föreskrifter därom i vissa författningar. Naturvårdslagstiftningen ger också möjlighet till delegation av beslut från länsstyrelse till kommun.

3.6 Styrningskostnader

I det föregående har behandlats de olika styrmedel som står till de miljövårdande myndigheternas förfogande. Samtidigt har berörts fördelningen av kostnaderna för de åtgärder, begränsningar etc. som blir resultatet av styrningen. En översikt över de myndigheter som svarar för huvuddelen av miljövårdsadministrationen har också gjorts.

Även själva styrningen, användningen av styrmedlen och insamling av det kunskapsunderlag som behövs för målformulering och styrning medför kostnader. I det följande redovisas en kartläggning av styrningskostnaderna på miljövårdsområdet. Det har med hänsyn till arbetsinsatsen och de relativt snabba förändringarna inte ansetts angeläget med en alltför detaljerad

genomgång. Strävan har i stället varit att uppskatta storleksordningen av kostnaderna. Någon uppdelning på olika typer av styrning eller styrningsområden har inte varit möjlig. Flertalet uppgifter avser budgetåret 1976/77.-

Huvuddelen av den statliga miljövårdsadministrationen åvilar naturvårdsverket och länsstyrelserna. Deras verksamhet är, som tidigare nämnts, mycket bred och omfattar i stort sett alla typer av styrmedel och alla delar av miljövårdsverksamheten. Det innebär att tillståndsprövning, bidragsgivning, rådgivning, information, tillsyn och kontroll används för att förhindra utsläpp och föroreningar, för att återställa förstörd miljö, för bevarande av miljö och för skapande av nya miljövaror. Som styrningskostnader har därför räknats de samlade kostnaderna för naturvårdsverket och länsstyrelsernas naturvårdsenheter. Härtill kommer också produktkontrollnämnden, koncessionsnämnden och miljödatanämnden. Detta utgör totalt ca 100 milj. kronor.

I flera författningar på miljövårdsområdet läggs vissa beslut, tillsynsverksamhet, bidragsgivning, anvisningsgivning m. m. även på andra centrala och regionala myndigheter, självständigt eller i samråd med naturvårdsverket. Det gäller t. ex. vissa uppgifter enligt lagen om åtgärder mot vattenförorening från fartyg och dumpningslagen, som åvilar sjöfartsverket och tullverket. Tillämpningsföreskrifter och typbesiktning av fordon enligt bilavgaskungörelsen ankommer på trafiksäkerhetsverket, liksom registrering av auktoriserade bilskrotare enligt bilskrotningslagstiftningen. Industriverket hanterar frågor om uppgiftsskyldighet för mottagande av olja och, delvis, transport av farligt gods. Användningen av ekonomiska styrmedel är också fördelad på flera myndigheter. Lantbruksnämnderna, skogsvårdsstyrelserna och fiskeristyrelsen svarar för fördelningen av bidrag till miljövårdsåtgärder inom jordbruks- och trädgårdsföretag respektive bidrag enligt kungörelsen om bevarande av bokskog och bidrag till kalkning av sjöar och vattendrag. Ytterligare omkring 10 milj. kronor kan beräknas för denna styrning.

Riksdag och regering lägger fast de övergripande miljömålen, utformar de styrmedel som skall användas och avgör genom medelstilldelning i viss mån hur de skall kunna användas. Även delar av den löpande användningen av styrmedel sker på regeringsnivå, t. ex. genom att vissa beslut förbehålls regeringen och, inte minst, genom beslut i besvärsärenden. De kostnadsuppskattningar som hänför sig till denna del av styrningsprocessen, har begränsats till dem som belöper sig på jordbruksdepartementet. De omfattar i huvudsak personal vid departementet samt den utredningsverksamhet på miljövårdsområdet som hänför sig till jordbruksdepartementets kommitténanslag. En minimiskattning ger ca 4 milj. kronor.

Såväl i den löpande tillämpningen av de olika styrmedlen som i arbetet med formuleringen av samhällets miljövårdsmål och skapandet av nya styrmedel är ytterligare myndigheter engagerade, främst som samråds- och remissorgan. Det gäller även i viss utsträckning organisationer av olika slag. Några uppskattningar av dessa kostnader har inte gjorts.

De statliga kostnaderna för styrningen på miljövårdsområdet kan därmed mycket lågt uppskattas till drygt 110 milj. kronor.

Kommunernas verksamhet på miljövårdsområdet har två sidor. Dels har kommunerna genom föreskrifter i olika speciallagar, t. ex. naturvårds-, miljöskydds- och hälsovårdslagstiftningen, besluts- och tillsynsuppgifter, vilket innebär styrningskostnader av samma slag som de statliga myndighe-

ternas. Dels får kommunen genom drift av avloppsreningsverk, värmeverk, slamhantering m. m. bära sådana styrningskostnader som faller på de miljöstörande verksamheterna, främst kostnader för driftkontroll, provtagning m. m. vilket är led i tillsyns- och kontrollverksamheten.

Om man bortser från kostnaderna för den sistnämnda typen av verksamheter kan huvuddelen av kommunernas miljövårdskostnader, som nämnts, hänföras till hälsovårds- och byggnadsnämndernas verksamhetsområden. Hälsovårdsnämndernas verksamhet består till mycket stor del av kontroll och tillsyn enligt lagstiftningen på miljöskyddsområdet. En ungefärlig uppskattning av byggnadsnämndernas insatser på miljövårdsområdet är en femtedel av deras totala verksamhet. De utgörs bl. a. av utlåtanden i tillståndsfrågor och planeringsverksamhet.

En grov uppskattning av denna del av kommunernas miljövårdskostnader, som kan ses som de styrningskostnader som faller på kommunen ger 160 milj. kronor.

De miljövårdskostnader som kommunerna därutöver belastas med, men då i sin egenskap av förorenare, dvs. genom drift av miljöstörande verksamhet, uppskattas till 35 à 40 milj. kronor.

Motsvarande typ av kostnader bärs även av övriga miljöstörande verksamheter, främst privata företag. Detta är en del av styrningskostnaderna där försök till beräkning inte gjorts. Bland styrningskostnaderna ingår inte bara sådana som hänför sig till tillsyn och kontroll. Arbetet med tillstånds- och bidragsansökningar o. dyl. hör också hit.

I hanteringen av styrmedlen från det allmännas sida deltar inte enbart administrativa myndigheter. Flera föreskrifter i miljöskyddslagstiftningen är straffsanktionerade. Möjligheter att använda vite som påtryckningsmedel finns även i en del fall. Vidare kan talan om skadestånd, intrångsersättningar och inlösen av fastigheter bli aktuella. Bland styrningskostnaderna ingår därför också de kostnader som hänför sig till domstolarnas befattning med miljövårdslagstiftningen.

Genom forsknings- och utvecklingsarbete erhålls en stor del av den kunskap och information som behövs för beslut om mål och för utformning och användning av styrmedel. Det synes därför befogat att behandla även dessa kostnader i samband med samhällets styrningskostnader. En beräkning av nuvarande statliga satsning på miljövårdsforskning, som gjorts i samband med arbetet med årets budget visar på 105 milj. kronor. Härav fördelas en dryg tredjedel av statens naturvårdsverk medan övriga anslag fördelas av vissa andra centrala myndigheter, forskningsråd och fonder.

4 Miljövårdsåtgärder

Miljövården har under sitt uppbyggnadsskede kunnat arbeta under ett klimat med växande intresse för naturvården och miljöskyddet från alla samhällsområden.[1]

Ett förändrat synsätt på utnyttjandet av naturen, nämligen att en ekologisk grundsyn skall prägla allt samhällsbyggande, har härvid varit avgörande för miljövårdsarbetets framgångar. Under det senaste decenniet har en rad förbättringar av lagstiftningen, organisationen och resurserna skett som gjort det möjligt att närma sig de högt uppställda målen. Den allmänt positiva inställningen till miljövård har också medfört att flertalet åtgärder inom främst miljöskyddets område har kunnat genomföras utan större motsättningar mellan berörda miljövårdsmyndigheter och förorenare.

De mål som uppställts för naturmiljön kan uppnås genom miljövårdsåtgärder på tre principiellt skilda sätt. Det första innebär att vissa områden skyddas och vårdas genom fysisk planering eller andra former av säkerställande av ett områdes framtida användning samt skydd för växt- och djurarter. Det kan gälla att skydda och vårda bestämda områden, som skett i den fysiska planeringen och genom beslut enligt naturvårdslagen.

Det andra sättet innebär att naturmiljön skyddas mot negativa effekter av mänsklig verksamhet genom förebyggande tekniska åtgärder, miljöskydd. Vidare att lokaliseringen och utformningen av olika arbetsföretag och utövandet av olika verksamheter sker med tillräckliga ekologiska hänsynstaganden. Här innefattas åtgärder för att minska störningar och skador på grund av utsläpp av föroreningar, buller o. d. Miljöskyddsåtgärderna kan bestå av byggande och drift av miljöskyddsanläggningar som reningsverk, avfallsanläggningar, bullervallar etc., förändringar av produktionsprocesser, förbud mot användning av vissa ämnen o. d. Produktkontrollen, dvs. regleringen av varor som med hänsyn till sina kemiska eller fysikalisk-kemiska egenskaper och hantering kan befaras medföra skada på människor eller i miljön, arbetar för att riskerna med sådana varor så långt möjligt minskas.

Det tredje sättet innebär att den önskvärda naturmiljön nyskapas genom olika tekniska åtgärder. Denna typ av miljövårdsåtgärder är främst användbar när det gäller närmiljön och den s. k. byggda miljön. Exempel är landskapsvård såsom röjning i träd- och buskvegetation och återställning av gruvor och grustäkter, byggande och skötsel av rekreationsanläggningar och restaurering av sjöar.

[1] Miljövård används här som ett sammanfattande begrepp för miljöskydd – skydd av den yttre miljön mot föroreningar, produktkontroll, naturvård – bevarande, skötsel och restaurering av naturmiljön, samt främjande av rekreation och friluftsliv.

I detta kapitel behandlas de två första formerna av miljövård. Den tredje formen, återställande av natur, behandlas i kapitel 10.

4.1 Fysisk samhällsplanering

Genom den fysiska riksplaneringen har tanken på en långsiktig planering av naturresursernas användning i syfte att förebygga miljöskador och konflikter om dessa resurser kommit till konkret uttryck. Den fysiska planeringen i övrigt bidrar också till att samhällsutvecklingen sker inom de ramar som naturresurserna och naturmiljön anger. I den ekologiska grundsynen ligger att ge förutsättningar för att framtida handlingsalternativ kvarstår när det gäller användningen av icke förnyelsebara naturresurser. Ett ekologiskt synsätt har under de senaste åren också förankrats i det internationella miljövårdsarbetet i form av t. ex. deklarationen från FNs miljövårdskonferens 1972 i Stockholm.

4.1.1 *Fysisk riksplanering*

Den fysiska riksplaneringen (FRP) behandlar statsmakternas principer för planering för att skapa en god miljö och för hushållning med naturresurserna på längre sikt, se avsnitt 3.2.1

Arbetet med den fysiska riksplaneringen inleddes för ca tio år sedan. 1972 beslutade riksdagen om vissa grundläggande *riktlinjer*[2] för hushållning med landets mark- och vattentillgångar. Dessa kan delas in i två huvudtyper, dels riktlinjer för hur vissa verksamheter bör behandlas, dels geografiska riktlinjer för hushållning med naturtillgångarna i vissa delar av landet. Riktlinjerna har en ganska allmän och översiktlig karaktär och skall tjäna till ledning för den lokala och regionala planeringen i andra delar av landet.

De fastlagda geografiska riktlinjerna för naturresursernas utnyttjande innebär i huvudsak följande. De obrutna kusterna (norra Bohusläns skärgårdskust, norra Kalmar läns och Östergötlands skärgårdskust samt Ångermanlands brantkust) bör helt undantas från lokalisering av miljöstörande och naturresurskrävande industri (FRP-industri). De bör vidare disponeras så att ett allsidigt utnyttjande för fritidsändamål blir möjligt och så att bl. a. vetenskapliga naturvärden skyddas.

Vid de högexploaterade kusterna (Stockholms- och Göteborgsregionernas kustområden, Skåne, Hallands-, Blekingekusterna samt Bråvikenområdet) bör etablering av FRP-industri inte tillåtas annat än i anslutning till områden där sådan industri redan förekommer.

FRP-industrin bör hänvisas till vissa områden inom kommunerna Lysekil, Stenungsund, Värö, Karlshamn, Norrköping, Nyköping-Oxelösund och Nynäshamn. Lokalisering till de utpekade orterna på västkusten skall dock tillåtas bara om starka samhällsekonomiska skäl eller miljövårdsskäl talar för detta. Beträffande övriga kuster skall områden med stora naturvärden skyddas.

Enligt riktlinjerna för hushållning med mark och vatten medges utbyggnad

[2] Regeringens proposition (1972:111) om hushållning med mark och vatten.

av kärnkraft bara i anslutning till redan befintliga eller beslutade anläggningar, dvs. Värö, Barsebäck, Simpevarp och Forsmark.

I propositionen om obrutna fjällområden vidareutvecklas riktlinjerna för tyngre exploatering i fjällvärlden.[3] I propositionen anges 14 områden i fjällvärlden, s. k. obrutna fjällområden, som f. n. är relativt orörda och som även framgent bör undantas från tyngre exploatering. Bl. a. anges att anläggande av vägar, järnvägar, vattenkraftstationer, större kraftledningar och gruvor samt intensivt skogsbruk i princip inte bör komma ifråga inom de aktuella områdena. Byggnads- och anläggningsverksamhet bör få komma ifråga endast i samband med de areella näringarna, den vetenskapliga forskningen, fjällräddningen och den lättare turismen.

I propositionen om vattenkraftutbyggnad i norra Sverige vidareutvecklas dels riktlinjerna från 1972 om hushållning med mark och vatten, dels riktlinjerna från 1975 om hushållning med energi.[4] I propositionen anges vilka vattendrag som bör undantas från fortsatt vattenkraftutbyggnad. Det gäller de outbyggda huvudälvarna Torne älv, Kalix älv, Piteälven och Vindelälven, vissa av de s. k. skogsälvarna samt även en rad outbyggda älvsträckor i älvar som i övrigt redan har byggts ut. När det gäller bl. a. Piteälven och Vindelälven anges att möjligheterna till viss överledning av vatten bör utredas.

Verksamhetsanknutna riktlinjer har vidare i propositionen 1972:111 lämnats för de areella näringarna jordbruk, skogsbruk, fiske och renskötsel, för bevarandeintressena rörligt friluftsliv, vetenskaplig naturvård och kulturminnesvård samt för exploateringsintressena fritidsbebyggelse, industri och energiförsörjning.

I vissa geografiska områden har förhållandena bedömts vara så komplicerade med avseende på konkurrerande intressen att de särskilt bör *uppmärksammas av regeringen*. Berörda länsstyrelser har fått regeringens uppdrag att redovisa planeringsfrågorna i dessa områden. Det gäller Hogdalsnäset i norra Bohuslän, Skåneregionen, Bråvikenområdet, Vänernområdet samt Billingen.[5]

Som underlag för lokal och regional planering har vidare för friluftslivet, den vetenskapliga naturvården och kulturminnesvården vissa *riksintressanta områden* angetts. Utgångspunkter har varit att välja sådana områden som utgör en sammanhängande obruten miljö, är opåverkade av exploatering, är unika i något avseende, är av särskild betydelse som rekreationsmål genom sitt läge i förhållande till större befolkningskoncentrationer och som rymmer både vetenskapliga, kulturella och rekreativa värden.

Med hänsyn till friluftslivets behov av mark och vatten har statsmakterna utpekat 24 *primära rekreationsområden* i landet, dit samhällets resurser särskilt bör koncentreras för att främja fjärrekreation och turism.[6]

4.1.2 *Annan fysisk samhällsplanering*

Den kommunala planeringen omfattar både förändringar av markens användning och bevarande av viktiga miljöer och markresurser. Planerna får därigenom stor betydelse för miljövården.

Hur planeringen av markens användning skall gå till regleras i byggnads-

[3] Regeringens proposition (1977/78:31) om riktlinjer i den fysiska riksplaneringen för vissa s. k. obrutna fjällområden.

[4] Regeringens proposition (1977/78:57) om riktlinjer i den fysiska riksplaneringen för vattendrag i norra Svealand och Norrland.

[5] Regeringens proposition (1975/76:1) om programskedet i den fysiska riksplaneringen.

[6] Regeringens proposition (1975:46) om samhällets insatser för rekreation och turism.

lagen och byggnadsstadgan. Plansystemet kommenteras översiktligt i avsnitt 3.2.1.

För många kommuner har arbetet med den fysiska riksplaneringen inneburit att en första mer samlad penetrering av olika markanvändningsfrågor över hela kommunens yta har genomförts. Nästan samtliga kommuner har upprättat kommunöversikt. Dessa har under 1977 antagits av resp. kommunfullmäktige. I vissa kommuner har kommunomfattande markdispositionsplan upprättats.

Vissa frågor som rör markens användning regleras även i andra former än i den kommunala översiktsplaneringen. Det gäller t. ex. nya vägar, kraftledningar, grustag eller beslut som rör naturvård eller fastighetsbildning. För dessa frågor finns särskilda beslutsformer hos statens vägverk, statens industriverk resp. länsstyrelsen.

4.1.3 *Säkerställande av naturvårdsobjekt*

Målsättningen för naturvårdsarbetet är bl. a. att verka för skydd och vård av områden i landet som är av särskild betydelse från naturvårdssynpunkt samt skydd för växt- och djurarter. Det finns fyra typer av naturvårdsobjekt, som kan säkerställas med stöd av naturvårdslagen, nämligen nationalpark, naturreservat, naturvårdsområde och naturminne. Därutöver finns bl. a. särskilda bestämmelser för skydd av växter och djur samt strandskyddsområden, se avsnitt 3.2.6.

Urval för säkerställande av naturområden i landet motiveras av behovet att bevara områden och arter för dess egenvärde (bevarandeintresse), att ge kommande generationer handlingsfrihet (sparandeintresse) och att områdena skall kunna utnyttjas för bl. a. miljökontroll, grundforskning, undervisning och friluftsliv (nyttjandeintresse).

Den hittills avsatta arealen nationalpark uppgår till 6 178 km^2 eller 1,4 procent av landets yta. Arealen naturreservat uppgår till 7 584 km^2 eller 1,7 procent av landets yta. Naturvårdsområdesinstitutet har hittills endast använts i begränsad omfattning. Naturföremål kan fridlysas som naturminne. Strandskydd råder vid havet, insjöar och vattendrag.

Betydande markområden har således avsatts som naturvårdsobjekt under den senaste tioårsperioden för både vetenskapliga och rekreativa ändamål. För 10 år sedan var ca 1,5 procent av landets yta naturskyddad. År 1978 är andelen ca 3,2 procent. Den ökade arealen avsatta områden ställer självfallet ökade krav på vårdinsatser och andra åtgärder för att göra områdena tillgängliga för allmänheten. I det sammanhanget kan också nämnas att möjligheterna att bevara kvarvarande bokskogar i landet har förbättrats. Vidare har regeringen beslutat att ett mindre antal särskilt värdefulla sjöar helt skall skyddas från utsläpp av avloppsvatten.

Den sammanlagda arealen avsatta naturvårdsobjekt stiger fortlöpande. I överensstämmelse med riktlinjerna för hushållning med mark och vatten kommer säkerställande i olika former att intensifieras under de närmaste åren, förutsatt att medel avsätts för detta ändamål. Förändrad lagstiftning, som innebär nya skyddsformer och ökade möjligheter för samhället att säkerställa områden bidrar också till detta. Ett första skydd måste dock ofta ges genom de kommunala planerna.

4.1.4 *Anläggningar för rekreation och friluftsliv*

Genom att möjligheterna förbättras för allmänheten att utöva rekreation och friluftsliv och att komma i kontakt med och njuta av naturen kan vissa mål inom miljövårdsområdet uppnås. Inom rekreationsområdet har statens naturvårdsverk bl. a. uppgiften att planera åtgärder för det rörliga friluftslivet. En beredning är knuten till naturvårdsverket för planering och samordning av de statliga insatserna för rekreation.

Ett led i denna verksamhet är uppförandet av anläggningar för idrott, turism och rekreation. Statliga bidrag i syfte att stimulera denna verksamhet lämnas dels av statens naturvårdsverk, dels av arbetsmarknadsstyrelsen i samband med beredskapsarbeten. Sammanlagt har hittills under 1970-talet anläggningar av detta slag uppförts för ca 1 000 milj. kronor med statligt stöd. Den statliga andelen har uppgått till ca 350 milj. kronor. Denna utbyggnad av skilda rekreationsanläggningar under 1970-talet har medfört en avsevärd förbättring av allmänhetens möjligheter till rekreation i olika former.

4.1.5 *Sammanfattning*

Vissa mål i miljövårdsarbetet kan uppnås genom att områden skyddas och vårdas genom fysisk planering eller andra former av säkerställande av ett områdes framtida användning. En långsiktig planering av naturresursernas användning i syfte att förebygga miljöskador och konflikter om dessa resurser sker genom den fysiska riksplaneringen. Genom fysisk planering på regional och kommunal nivå anges hur marken avses att användas och hur viktiga miljöer och markresurser skall bevaras. Genom särskilda beslut enligt naturvårdslagen kan nationalparker, naturreservat, naturvårdsområden och naturminnen säkerställas. Mer än 3 procent av landets yta är naturskyddad på detta sätt. Särskilda bestämmelser för skydd av växter och djur samt för strandskyddsområden finns därutöver. Vissa mål i miljövårdsarbetet kan också uppnås genom att möjligheterna förbättras för allmänheten att utöva rekreation och friluftsliv och att komma i kontakt med och njuta av naturen.

4.2 Miljöskyddsåtgärder

Miljöskyddet – skyddet av den yttre miljön mot föroreningar – arbetar med att genom lämpliga tekniska metoder åstadkomma begränsning av olika föroreningar i naturmiljön.

För verksamhet som är störande för miljön skall sådan plats väljas att olägenheterna blir så små som möjligt utan att kostnaderna blir oskäliga. Av betydelse i det sammanhanget är den fysiska riksplaneringen, se avsnitt 3.2.1 och 4.1.1.En utgångspunkt vid bedömning av vilka krav samhället med stöd av miljöskyddslagen skall ställa på all verksamhet som negativt påverkar naturmiljön genom utsläpp av föroreningar är att bästa tillgängliga teknik skall utnyttjas för att minska utsläppen. En annan utgångspunkt är att de tekniska åtgärderna skall vara tillräckligt långtgående för att säkerställa en god miljökvalitet med avseende på t. ex. vatten och luft. En avvägning sker

dock i varje enskilt fall mot ekonomiska förhållanden och mot vad som kan fordras av en anläggning inom en viss industri eller anläggningstyp i fråga om begränsning av utsläpp.

En grundläggande princip för finansiering av miljöskyddet slås fast i bl. a. direktiven till utredningen, nämligen att den som bedriver miljöfarlig verksamhet skall svara för kostnaderna för att motverka förorening och ersätta eventuella skador. Detta principiella synsätt på miljöskyddets finansiering, "the polluter pays principle" (PPP) är internationellt vedertaget bl. a. av de stater som ingår i organisationen för ekonomiskt samarbete och utveckling (OECD).

Under de senaste åren har ett intensivt miljöskyddsarbete genomförts. Det hittillsvarande arbetet har kännetecknats av omfattande saneringsåtgärder för att hejda en fortgående försämring av naturmiljön till följd av utsläpp av föroreningar. Miljöskyddskraven har i stor utsträckning formulerats med utgångspunkt i de mest påtagliga miljöproblemen, ofta av lokal karaktär och med relativt väl känt ursprung.

Miljöskyddsåtgärderna under den gångna tioårsperioden har främst varit inriktade på att minska utsläppen av föroreningar till vatten och luft. Tekniskt har det inneburit framför allt omläggningar och moderniseringar av tillverkningsprocesser, utbyggnad av speciella reningsanläggningar och övergång till andra råvaror och produkter. Arbetet har varit inriktat på att dels sanera äldre föroreningskällor, dels begränsa utsläppen från nya föroreningskällor. Så långt möjligt har miljöskyddsåtgärderna inriktats på att begränsa föroreningsutsläppen genom processtekniska åtgärder. Dessutom har dock ofta även externa reningsmetoder fått tillgripas.

De miljöproblem som i det fortsatta miljöskyddsarbetet kommer att aktualiseras i högre grad än hittills är de som orsakas av utsläpp av giftiga ämnen och ämnen som visat sig kunna anrikas i näringskedjorna, dvs. främst klorerade organiska föreningar som DDT och PCB och tungmetaller som kvicksilver och bly. Giftiga ämnen definieras ofta som föreningar som även i låga koncentrationer förorsakar abnorm ämnesomsättning i organismens organ. I vissa fall är det möjligt att tidigt konstatera en skadlig inverkan av ett giftigt ämne genom döda eller döende växter och djur (akuta effekter). Vanligare är emellertid, att de faktiska effekterna av utsläpp till vatten är mindre dramatiska och visar sig först efter lång tid. När effekterna efter hand kommer fram, kan organismerna i vattnet vara skadade för lång tid framåt (långtidseffekter). Sådana miljöproblem är ofta mer långsiktigt bestående och kan påverka stora områden. Miljöproblemen får därigenom en helt annan och större dimension. Samtidigt innebär detta att avvägnings- och prioriteringsproblemen blir större. Detta kan illustreras med uppsorteringen av miljöproblemen från utsläpp av föroreningar i vattenmiljön enligt tabell 2.3 i kapitel 2.

Den följande genomgången av miljöskyddsåtgärder inom olika verksamhetsområden har gjorts med samma indelningsgrund som i avsnitt 2.2.

4.2.1 Areella näringar

Jordbruk

Markanvändningen för bl. a. jordbruk regleras i princip av kommunerna i den fysiska planeringen enligt byggnadslagen. Jordbrukets ekonomibyggnader erfordrar dock inte byggnadslov.

De miljöproblem som orsakas av nedläggning och nyodling av jordbruksmark kan i princip mildras med hjälp av naturvårdslagens olika skyddsinstrument, främst naturreservats- (7 § NVL), naturvårdsområdes- (19 § NVL) och samrådsinstrumenten (20 § NVL).

En försöksverksamhet med bidrag om sammanlagt 3 milj. kr till landskapsvårdande åtgärder i odlingslandskapet bedrevs under treårsperioden 1972/73–1974/75. Försöksverksamheten fortsatte även under budgetåret 1975/76 inom de objekt som redan igångsatts. Försöksverksamheten ledde till att bidrag numera kan beviljas till iordningställande och vård av områden som är eller avses bli säkerställda enligt naturvårdslagen.

I försöksverksamheten har bidrag från naturvårdsverket beviljats till bl. a. täckande av driftsunderskott vid skötsel av nedlagd eller nedläggningshotad jordbruksmark, stängseluppsättning runt marker för betesdrift, buskröjning för att iordningställa igenvuxna odlingsmarker om det skulle göra det möjligt för brukaren att återuppta driften samt till djurtransporter för betesdrift inom från naturvårdssynpunkt värdefulla odlingsmarker. Totalt 132 objekt omfattande ca 3 700 ha i 66 kommuner ingick i försöksverksamheten. Kostnaderna varierade, beroende på typ av åtgärd, inom intervallet 100–1 000 kr/ha.

Användningen av handelsgödselmedel kan regleras med stöd av lagen om hälso- och miljöfarliga varor. Lagen är en ramlag som i princip reglerar varor som med hänsyn till sina kemiska eller fysikalisk-kemiska egenskaper och hantering kan befaras medföra skada på människor eller i miljön. Någon tillämpning av lagen på handelsgödselmedel har emellertid ännu inte aktualiserats. I praktiken regleras användningen av handelsgödselmedel därför med stöd av miljöskyddslagen, hälsovårdsstadgan och vattenlagen. Naturvårdsverket har sålunda med stöd av miljöskyddslagen utfärdat anvisningar för hantering av flytande handelsgödsel. Naturvårdsverket har också i publikationen 1976:10 Gödselmedlen och miljöskyddet informerat om nya rön som kommit fram om riskerna för miljön med gödslingsåtgärderna inom växtodlingen. Både socialstyrelsen och naturvårdsverket har deklarerat att jordbrukets användning av handelsgödselmedel bör begränsas.

Användningen av bekämpningsmedel regleras med stöd av lagen om hälso- och miljöfarliga varor. Kontrollen över bekämpningsmedlen är så utformad att medlet inte får saluhållas, överlåtas eller användas utan att vara registrerat hos produktkontrollnämnden, dvs. nämnden gör en förprövning av varje enskilt preparat. Ett medel får inte registreras om det kan befaras medföra sådan olägenhet från hälso- eller miljöskyddssynpunkt att det inte lämpligen bör användas i bekämpningssyfte.

DDT är sålunda sedan 1970 förbjudet att användas inom jordbruk och trädgårdsodling i Sverige. Vissa andra klorerade kolväten är också förbjudna, t. ex. aldrin och dieldrin. Organiska fosforföreningar är giftiga för bin och får inte, med något undantag när, användas på växter som står i blom eller

beflyges av bin. Nikotinpreparat mot bl. a. bladlöss är förbjudna. Nyligen har beslut fattats om att bekämpningsmedel som innehåller 2,4,5–T (2,4,5 triklorfenoxiättiksyra) inte längre får användas.

På 1940-talet introducerades metylkvicksilverpreparat som betmedel. Introduktionen medförde en avsevärd förhöjning av kvicksilverhalten i fröätande fåglar. I Sverige infördes förbud mot betning med metylkvicksilver 1966. Förbudet åtföljdes av en samtidig frivillig och betydande begränsning i betningen med kvicksilverpreparat. Kvicksilverhalten sjönk därvid hos bl. a. rovfåglar. Numera används för betning av vårstråsäd det mindre giftiga och mindre ackumulationsbenägna metoxyetylkvicksilver. Höstsäd betas normalt inte med kvicksilverpreparat. Betningen av vårstråsäd var 1970 nere i ca 3 procent av den totala utsädesmängden men har därefter ökat kraftigt.

Både socialstyrelsen och naturvårdsverket har deklarerat att användningen av kemiska bekämpningsmedel inom jordbruket bör ske restriktivt och att det är angeläget att alternativa brukningsformer utvecklas.[7]

Mark, byggnad eller anläggning som används så att förorening uppstår i vattendrag, sjö eller annat vattenområde regleras med stöd av miljöskyddslagen. Anläggning för husdjursskötsel för mer än 100 djurenheter får sålunda inte anläggas utan föregående prövning hos koncessionsnämnd eller länsstyrelse. Djurenhet är i tillämpningsföreskrifterna ett samlingsbegrepp för olika husdjur motsvarande ett fullvuxet nötkreatur, så att t. ex. ett nötkreatur från miljöskyddssynpunkt motsvarar 10 slaktsvin. Vid prövning regleras bl. a. hantering och utspridning av gödsel.

Naturvårdsverket redovisar i publikationen 1976:16 Riktlinjer för miljöskyddande åtgärder vid animalieproduktion anvisningar för lokalisering av prövningspliktiga anläggningar samt för hantering och utspridning av gödsel, kreatursurin och pressaft.

Luktproblemen i samband med djurskötsel kan inte begränsas med enkla medel. Spridning av gödsel och urin i lämplig omfattning på åker är från miljösynpunkt det bästa sättet att ta hand om gödselprodukterna. Riktig lokalisering blir därför ett avgörande medel för denna typ av anläggningar. Den enskilde jordbrukaren har dock ofta begränsade valmöjligheter. Naturvårdsverket har hävdat att de omkringboende i jordbruksbygder med stor animalieproduktion får tåla viss gödsellukt.

Urin från djurstall eller pressaft från ensilagesilos får enligt miljöskyddslagen inte släppas ut i sjö, vattendrag eller annat vattenområde om det inte är uppenbart att det kan ske utan olägenhet. Det kan i praktiken betraktas som ett generellt förbud. Om det ändå skulle finnas förutsättningar för utsläpp måste utsläppet dock först prövas enligt miljöskyddslagen.

Socialstyrelsen och naturvårdsverket har i en gemensam skrivelse 1977-03-25 redovisat regeringens uppdrag om anvisningar för omhändertagande av alla former av slam från kommunala avloppsreningsverk. De båda verken föreslår att slam med låga halter av de från hälso- och miljösynpunkt farligaste metallerna kadmium, kvicksilver och bly används för spridning på åkermark samt att övrigt slam främst används som anläggningsjord eller för markbyggnadsändamål.

[7] Resp. verks yttranden till regeringen över 1977 års jordbruksutrednings betänkande (SOU 1977:17) Översyn av jordbrukspolitiken.

Skogsbruk

För naturvården inom skogsbruket är naturvårdslagen det viktigaste instrumentet. Det finns flera skyddsinstitut som kan användas bl. a. för reglering av olika arbetsföretag i skogsbruket. Här kan nämnas naturvårdslagens första paragraf (1 § NVL) där det fastslås att alla åtgärder som behövs skall vidtas i samband med arbetsföretag för att begränsa eller motverka skada på naturen. Motsvarande hänsynstagande finns numera även inskrivet i skogsvårdslagen (1 § SVL). Vidare föreskrivs att samråd skall ske med länsstyrelsen innan arbetsföretag utförs, som kan komma att väsentligt ändra naturmiljön (20 § NVL). I skogsvårdslagen (8 a § SVL) föreskrivs anmälningsplikt till regionala statliga myndigheter före slutavverkning av större arealer (> 0,5 ha).

Skyddsinstituten naturreservat (7 § NVL) och naturvårdsområde (19 § NVL) kan aktualiseras i särskilt skyddsvärda områden.

De möjligheter som naturvårdsverket och andra myndigheter på miljövårdens område har att hävda miljövårdens intressen är främst följande. Inom skogsbruket gäller det oftast att modifiera eller föreslå andra platser för arbetsföretag (20 § NVL). Det kan t. ex. gälla att föreslå annan markberedningsmetod än hyggesplöjning, att lokalisera skogsflygplats på annan plats, att gödsling undviks intill känsliga vattenområden eller myr med orkidéflora, att särskilt värdefulla odlingsområden används till betesmark i stället för skogsplantering.

Om naturvården har starkare intressen kan det komma till uttryck i t. ex. bildande av naturreservat. Till förvärv av mark för naturreservat har de senaste åren 4 milj. kronor per år kunnat användas. Vidare har 9 milj. kronor per år kunnat användas till ersättning för det intrång som markägare åsamkas eller till bidrag till bl. a. kommunala markinköp. Reservatbildningen berör dock självfallet inte bara skogsbruket.

Naturvårdsverket har gjort vissa överslagsberäkningar av omfattningen av inskränkningarna för skogsbruket genom förordnanden om naturreservat. Den totala virkesproduktionsminskningen uppgår enligt dessa beräkningar till storleksordningen 0,03 procent av årsavverkningen (0,02 av 75 milj. m^3 per år). Riktlinjerna i den fysiska riksplaneringen för obrutna fjällområden innebär att den totala skogsproduktionen minskas med ytterligare ca 0,1 procent (0,08 av 75 milj. m^3 per år).[8]

Överslagsberäkningar visar att för ca 1 500 ha skogsmark gäller avverkningsförbud och för ytterligare ca 25 000 ha gäller vissa inskränkningar. Hittills fastställda inskränkningar gäller t. ex. urskog och vissa andra naturtyper.

Det är f. n. inte möjligt att avgöra vilka skogsarealer som inte kommer att kunna tillgodoräknas skogsbruket genom inskränkningar enligt 19 och 20 §§ naturvårdslagen. Enligt naturvårdsverkets uppfattning kommer produktionsbortfallet till följd av sådana förordnanden sammantaget att vara försumbart inte bara i förhållande till landets totala skogsproduktion utan också i förhållande till de inskränkningar som vållas skogsbruket av verksamheter som t. ex. väg- och kraftledningsbyggande.

För den enskilde markägaren kan dock de inskränkningar som aktualiseras ha betydelse. Den grundläggande principen i paragraferna är emellertid att pågående markanvändning inte avsevärt får försvåras. Ett mått på de områden som i framtiden kan bli aktuella för någon typ av inskränkningar är

[8] Miljövårdsberedningen protokoll nr 45, 1977.

de arealer som i den fysiska riksplaneringen har utpekats vara av riks- eller regionalt intresse för det rörliga friluftslivet. Ca 6 procent av landets totala skogsareal har en sådan klassificering.

Till grund för förbudet mot användning av DDT i bl. a. skogsbruket ligger lagen om hälso- och miljöfarliga varor.

4.2.2 *Industri*

Den inledande fasen i miljöskyddsarbetet – grovstädningen och saneringen – kan beräknas vara avslutad inom några år. Flertalet industrianläggningar i landet kommer därmed att ha en med hänsyn till nuvarande krav god miljöskyddsteknisk standard. Det innebär emellertid inte att alla miljöproblem är lösta, men att de mest uppenbara miljöproblemen har kunnat begränsas. En stabil grund har därmed lagts för det fortsatta miljöskyddsarbetet.

Kostnaderna för att ytterligare minska utsläpp av föroreningar i naturmiljön kommer att öka i det fortsatta arbetet samtidigt som förbättringarna av miljön inte blir lika påtagliga. En noggrann uppföljning av kostnaderna och beräkning av framtida investeringar för miljöskyddsåtgärder är därför ett nödvändigt element jämte bl. a. miljövårdseffekter i form av minskade föroreningar. Utredningen har tidigare närmare belyst möjligheterna att genomföra sådana kalkyler med beräkningar av kostnaderna för att reducera utsläpp av bl. a. svavel i atmosfären resp. föroreningar från massa- och pappersindustrin i Sverige.[9]

De totala investeringarna i miljöskyddande åtgärder inom svensk industri beräknas under femårsperioden 1969–1974 ha uppgått till 2 200 milj. kronor, motsvarande knappt 5 procent av de totala investeringarna inom industrin.[10] Det bör observeras att kapitalutgifterna för industrin har reducerats genom att staten under samma period svarat för 700 milj. kronor av dessa investeringar i miljöskyddsåtgärder. Industrins årliga kapital- och driftkostnader för miljöskydd uppgick år 1974 till 1 000–1 200 milj. kronor, motsvarande ca 1,5 procent av produktionens förädlingsvärde. I detta belopp inräknas även de årliga kostnaderna för anläggningar och utrustning som tillkommit före miljöskyddslagens ikraftträdande år 1969. Vid dessa ekonomiska beräkningar har hänsyn tagits till värdet av de råmaterial som kunnat återvinnas genom t. ex. förbättrade tekniska tillverkningsprocesser.[11]

Som exempel på miljövårdseffekter i form av minskade utsläpp av föroreningar av dessa miljöskyddsinvesteringar inom industrin kan nämnas att de utsläpp av lösta organiska ämnen (BS_7) som påverkar vattenmiljöns syrehushållning beräknas ha minskat med ca 40 procent av 1969 års utsläppsnivå under den nämnda tidsperioden. Utsläppen av suspenderade ämnen, vilka kan påverka syrehushållning, ljustillförsel m. m. i vattenmiljön beräknas ha minskat med ca 50 procent. Utsläppen av närsaltet fosfor beräknas ha minskat med ca 10 procent.

Även utsläppen av metaller och andra föroreningar beräknas ha minskat. Exempelvis beräknas utsläppen av kvicksilver från industrin år 1974 ha minskat med ca 90 procent. Det mest påtagliga exemplet på minskade utsläpp av föroreningar i luftmiljön är utsläppen av stoft, som beräknas ha minskat med ca 50 procent. Utsläppen av svaveldioxid beräknas ha minskat med ca 10

[9] Begränsning av svavelutsläpp – en studie av styrmedel. SOU 1974:101. Miljöskyddet inom industrin – en analys med utgångspunkt i massa- och pappersindustrin. Promemoria 1976.

[10] Kostnadsuppgifterna avser om inget annat anges 1974 års prisnivå. Kostnaderna i 1978 års prisnivå är ca 1,4 gånger högre.

[11] Se utredningens rapport (SOU 1975:98) Miljövård i Sverige 1975–1980. Bilaga 6 till Långtidsutredningen 1975.

procent.

För en av de viktigaste branscherna i detta sammanhang – massa- och pappersindustrin – har de sammanlagda investeringarna i miljöskyddande åtgärder fram till år 1974 beräknats till 1 175 milj. kronor. Hittills under 1970-talet har andelen miljöskyddsinvesteringar därmed i genomsnitt uppgått till ca 10 procent av de totala investeringarna inom branschen. De årliga kapital- och driftkostnaderna för miljöskyddet inom denna industribransch beräknas för år 1974 uppgå till sammanlagt 315 milj. kronor, motsvarande ca 4 procent av produktionens förädlingsvärde.

En stor del av de ovan nämnda resultaten i form av minskade utsläpp till naturmiljön under perioden 1969–1974 avser just massa- och pappersindustrin. Särskilt gäller det branschens utsläpp i vattenmiljön av lösta organiska ämnen och suspenderade ämnen som beräknas ha minskat med ca 40 procent resp. ca 60 procent räknat från 1969 års värden. De sammanlagda avloppsvattenmängderna beräknas ha kunnat begränsas med ca 30 procent från ca 2 800 milj. m^3 år 1969. Utsläppen av stoft och svaveloxider i luftmiljön beräknas ha kunnat begränsas med ca 70 procent resp. några få procent.

Industrin beräknas enligt redovisade planer i 1975 års långtidsutredning komma att investera 500–600 milj. kr per år i miljöskyddande verksamheter under andra hälften av 1970-talet, vilket i stort innebär samma storlek på insatser som under de närmast gångna åren. Uppgifterna bygger i huvudsak på de större företagens investeringsplaner. De årliga kapital- och driftkostnaderna för denna del av industrins verksamhet skulle därmed fördubblas till 2 000–2 500 milj. kronor år 1980 och komma att utgöra 2–2,5 procent av det beräknade förädlingsvärdet, se bilaga 6 till 1975 års långtidsutredning.

Naturvårdsverket har nyligen på uppdrag av jordbruksdepartementet beräknat kostnaderna för investeringar i miljöskyddande åtgärder inom industrin för de närmaste åren. Uppgifterna är bl. a. avsedda att ligga till grund för bedömningar i samband med arbetet med 1978 års långtidsutredning (LU 78) av miljöskyddets krav på ekonomin under perioden 1978–1983.

Verket har haft som utgångspunkt för bedömningen att miljöskyddsarbetet skall fortsätta i oförminskad takt. Även om betydande resultat har uppnåtts under den senaste tioårsperioden kvarstår enligt naturvårdsverket åtskilligt att göra innan en tillfredsställande miljöskyddsstandard uppnåtts inom industrin.

Naturvårdsverket har använt samma grundläggande definition på vad som avses med miljöskyddsinvestering, som utredningen utnyttjade i arbetet för 1975 års långtidsutredning (LU 75).

Uppgifterna har tagits fram inom naturvårdsverket med ledning av de beslut om miljöskyddsåtgärder som nu föreligger samt med hjälp av den branschkännedom som finns. Ungefär hälften av kostnaderna hänför sig till åtgärder, som beslutats av koncessionsnämnden, naturvårdsverket eller länsstyrelse.

Miljöskyddsinvesteringarna inom industrin beräknas enligt naturvårdsverkets bedömning komma att uppgå till ca 400 milj. kronor per år under perioden 1977–83, se tabell 4.1. Nivån på miljöskyddsinvesteringarna enligt naturvårdsverkets bedömning är således något lägre än vad utredningen

redovisade till 1975 års långtidsutredning. En orsak till de något olika bedömningarna kan vara att det vid den tidigare situationen rådde en gynnsammare konjunktur. Det bör vidare observeras att uppgifterna i tabellen tagits fram på olika sätt för de olika tidsperioderna och därför bör jämföras med viss varsamhet. Uppgifterna i LU 70 och LU 75 baserades sålunda på enkäter till industrin medan uppgifterna till LU 78 baseras på naturvårdsverkets sakkunskap. Det bör också observeras att utfallet av investeringarna för perioden 1969–1974 enbart avser industrianläggningar som fanns då statsbidragskungörelsen kom till år 1969. Ombyggnader gjordes ofta i samband med en höjning av tillverkningskapaciteten. Miljöskyddet för dessa nya delar fick industrin själv svara för. I tabell 4.1 har denna del av investeringarna uppskattats till ca 100 milj. kronor per år.

Begränsningarna av föroreningsutsläppen till naturmiljön kan även vid dessa kommande insatser beräknas bli betydande även om resultaten inte blir

Tabell 4.1 Investeringar i miljöskyddande åtgärder inom industrin under åren 1969–1983

SNI[a]	Industribransch	Årliga miljöskyddsinvesteringar (milj. kr per år, 1975 års priser)			
		Utfall	Bedömningar		
		1969–74	I LU70 för 1970–75	I LU75 för 1975–80	I LU78 för 1978–83
2	Gruvor och mineralbrott	3	8	4	32
31	Livsmedelsindustri	35	31	10[c]	15
32	Textilindustri	7			3
33	Trävaruindustri	3			g
34	Massa- och pappersindustri	172	182	213[d]	228
35	Kemisk industri	36	53	151[e]	66
36	Jord- och stenindustri	29	13		24
37	Järn-, stål- och metallverk	92	60	69[f]	49
38	Verkstadsindustri	28			6
39	Annan tillverkningsindustri	4			
2+3	Hela industrin (angivna branscher)	410[b]	347	447	
2+3	Hela industrin	510		530–620	423

[a] Definitioner enligt svensk standard för näringsgrensindelning (SNI)
[b] Enbart miljöskyddsinvesteringar i befintlig industri 1969. Miljöskyddsinvesteringar i nya, kapacitetshöjande projekt under tiden 1969–74 har uppskattats till ca 500 milj. kr.
[c] Ej SNI 3113, 3114, 3115, 3119, 3121, 3122
[d] Ej SNI 3412, 3419, 342
[e] Ej SNI 353, 354
[f] Ej SNI 372
[g] Uppgiften inkluderad i SNI 34
Källor: Underlagsmaterial om miljövård till långtidsutredningarna (LU):
LU 70: Miljövården i Sverige under 70-talet. SOU 1971:12. (Uppgifterna omräknade med en faktor 1,66 från 1969 års prisnivå)
LU 75: Miljövård i Sverige 1975–1980. SOU 1975:98. (Uppgifterna omräknade med en faktor 1,06 från 1974 års prisnivå)
LU 78: Naturvårdsverkets skrivelse 1978-03-01

fullt lika tydliga som hittills. Sambandet målsättning–kostnader kan illustreras med en jämförelse mellan alternativa satsningar inom massa- och pappersindustrin. Om ambitionerna på miljöskyddsområdet i Sverige inom denna bransch skulle höjas till den nivå som motsvarar föreslagna normer för år 1983 för utsläpp till vattenområden från massa- och pappersindustrin i USA skulle de årliga miljöskyddskostnaderna för denna industribransch 3–4-dubblas.[12] Detta förutsätter att ytterligare ca 3 000 milj. kronor investeras i miljöskydd för massa- och pappersindustrin utöver de ca 1 200 milj. kronor som hittills investerats.

Goda resultat av det hittillsvarande miljövårdsarbetet har som tidigare nämnts uppnåtts. Många frågor inom miljövården återstår dock fortfarande att lösa. Inom ramen för det tekniska miljöskyddet är det enligt naturvårdsverket särskilt angeläget att de betydande satsningar som hittills gjorts utnyttjas. Detta kan i första hand ske genom effektivare drift av anläggningar samt genom bättre övervakning och tillsyn.

På sikt kan olika tekniska miljöskyddsåtgärder medföra att utsläppen av föroreningar minskar så långt att miljöfrågorna blir allt mindre lokaliseringsstyrande. En strävan är att de industriella tillverkningsprocesserna skall kunna ändras så att behovet att släppa ut processavloppsvatten och -avgaser blir allt mindre, dvs. en strävan mot införandet av s. k. slutna processystem. Det är vidare angeläget att en god reningsteknik också införs i branscher som f. n. är eftersatta i detta avseende.

4.2.3 *Energiproduktion*

Bland de miljöproblem som orsakas av energiproduktion har hittills en stor del av insatserna koncentrerats till att motverka utsläppen av svavel till atmosfären. Genom lagstiftning har svavelhalten i olja fr. o. m. 1969 kunnat begränsas till 2–2,5 procent i genomsnitt, se avsnitt 3.2.4. I vissa områden har svavelhalten varit lägre, 0,5–1,0 procent i genomsnitt. De områden i landet där eldningsoljan måste ha den lägre svavelhalten har successivt utvidgats. Från eldningssäsongen 1977/78 kommer restriktionerna med den lägre svavelhalten att omfatta hela södra Sverige upp till Mälardalen–Värmland. Dessutom omfattar bestämmelserna numer även andra fossila svavelhaltiga bränslen än eldningsolja. Också i den tunna eldningsoljan skall svavelhalten sänkas. Även svavelutsläppen från industriella processer kommer att begränsas kraftigt. Totalt beräknas utsläppen av svavel med dessa restriktioner kunna begränsas från ca 900 000 ton svaveldioxid år 1969 till f. n. ca 700 000 ton och ca 400 000 ton i mitten av 1980-talet. Utsläppen skulle därmed ungefär vara nere i den nivå som rådde i början av 1950-talet. Av de nuvarande utsläppen beräknas ca 75 procent härröra från förbränning av olja och ca 25 procent från industriella processer.

Utsläpp av svavel till atmosfären, huvudsakligen från förbränning av olja och kol, ger upphov till dels lokala, dels regionala miljöproblem, se kapitel 2. De lokala problemen förekommer främst i större tätortsområden eller kring större utsläppskällor.

Halten svaveldioxid i svenska tätorter har minskat betydligt under den senaste tioårsperioden. Detta beror främst på utbyggnaden av fjärrvärme och begränsningen av svavelhalten i olja. Situationen i de svenska tätorterna

[12] Beräkningar av utredningen, redovisade i promemorian Miljöskyddet inom industrin – en analys med utgångspunkt i massa- och pappersindustrin.

kommer att förbättras ytterligare genom fortsatt utbyggnad av fjärrvärme och genom ytterligare begränsning av svavelhalten i fossila bränslen, dvs. i första hand olja.

För att effektivt kunna motverka ytterligare försurning av sjöarna måste utsläppen i hela Europa minskas, i en första etapp åtminstone till den nivå som rådde i början av 1950-talet. Detta betyder att utsläppen i Västeuropa måste minskas till 6–8 miljoner ton per år. Motsvarande minskning måste även ske i Östeuropa. Kostnaderna för en minskning av utsläppen till 1950-talsnivå i Västeuropa uppskattas till ca 20 miljarder kronor per år. En sådan reduktion av totalutsläppen beräknas kunna förhindra fortsatt försurning.

Naturvårdsverket har nyligen utarbetat nya riktvärden för svaveldioxidhalt i utomhusluft, se avsnitt 2.3.5.

Miljöproblem som framför allt kommer att uppmärksammas i det fortsatta miljövårdsarbetet är

- klimatförändring genom koldioxidutsläpp från förbränning av fossila bränslen
- ökad metallhalt i mark och vatten genom förbränning av olja och kol
- hälsorisker vid användning av oljeprodukter, kol och biomassa
- värmeutsläpp från värmekraftverk baserade på olja, kol eller uran
- landskapsförändringar vid utnyttjande av olja, kol, torv, biomassa, skiffer, uran, vattenkraft, vindenergi och solenergi
- förgiftning av mark och vatten genom högaktivt avfall från kärnkraftverk och kadmium från solkraftverk
- förgiftning av mark och vatten samt hälsorisker genom stora, osannolika olyckor som storbrand i oljelager, katastrofer i kolgruvor, explosion eller häftig brand vid naturgasutsläpp, härdsmältning i kärnkraftverk och brott i vattenkraftsdamm
- förorening av havet genom olyckor med oljeutsläpp (utblåsning eller tankfartygshaveri) och vid haveri i kärnkraftverk

4.2.4 *Tätorter*

De mest framträdande miljöskyddsåtgärderna i tätorterna är utbyggnaden av avloppsreningsverken, avfallshanteringen och fjärrvärmesystemen. Sistnämnda åtgärd har tidigare berörts i avsnitt 4.2.3. Miljöskyddsåtgärder inom trafiksektorn behandlas i avsnitt 4.2.5.

Inom den kommunala sektorn har stora satsningar på miljöskyddsåtgärder gjorts. Sammanlagt investerades under perioden 1969–1977 3 500 milj. kronor i kommunala avloppsreningsverk. Kostnaderna för kommunerna att driva avloppsreningsverken beräknades 1974 uppgå till ca 500 milj. kronor per år. Liksom när det gäller industrins miljöskyddssatsningar har kommunernas utgifter kunnat sänkas genom statliga bidrag som under perioden uppgått till 1 600 milj. kronor.

Naturvårdsverket bedömer att utbyggnaden av reningsanläggningar för kommunalt avloppsvatten erfordrar investeringar om ca 2 000 milj. kronor under en tioårsperiod, räknat från 1978.[13] Naturvårdsverket har i allmänhet krävt biologisk-kemisk rening och i vissa fall även filtrering av avloppsvatt-

[13] Naturvårdsverkets skrivelse 1978-05-02 med anledning av arbetet med 1978 års långtidsutredning.

net.

De totala utsläppen av föroreningar från avloppsvatten i landet har härigenom hittills i grova mått kunnat mer än halveras. Annorlunda uttryckt är utsläppen av syreförbrukande ämnen och närsaltet fosfor från tätorterna i Sverige f. n. nere i ungefär samma nivåer som i mitten av 1940-talet.

Den del av nederbörden som avleds till närmaste vattenområde genom särskilda ledningar, dagvatten, innehåller vissa ämnen som kan vara skadliga för sjöarna och vattendragen.

År 1971 infördes det s. k. kommunala renhållningsansvaret vilket innebär att kommunen har ansvaret för att regelbundet forsla bort och ta hand om hushållsavfall och liknande avfall inom kommunens hela område. Tidigare gällde ett liknande ansvar endast för hushållsavfall i en mera snäv bemärkelse och enbart inom s. k. hälsovårdstätort.[14]

Kommunerna förutsätts enligt riksdagens beslut att under en femårsperiod från 1975 utöka det kommunala renhållningsansvaret till att omfatta såväl pappersavfall som miljöfarligt avfall. I det sammanhanget har det aktualiserats att vissa avfall måste elimineras genom att återanvändning underlättas på olika sätt, bl. a. genom att återanvändning i vissa fall förbereds redan i samband med produktionen. När det gäller särskilt miljöfarligt avfall kan vidare sammansättningen av vissa produkter förändras eller användningen av vissa särskilt hälso- och miljöfarliga ämnen i olika produkter förbjudas med stöd av lagen om hälso- och miljöfarliga varor.

Naturvårdsverket bedömer att investeringarna i behandlingsanläggningar kommer att uppgå till ca 420 milj. kronor under perioden 1978–1983.

4.2.5 *Trafik*

De mest framträdande åtgärderna för att motverka trafikens miljöproblem har gällt avgaser och buller. Framställningen har koncentrerats på biltrafiken även om motsvarande till viss del gäller även t. ex. flyg och båtar.

När det först gäller bilavgasproblemet kan detta angripas genom tekniska åtgärder på fordonen samt genom trafiktekniska och planeringsmässiga åtgärder. Sistnämnda åtgärder innebär t. ex. att trafiken omfördelas till gator där de negativa miljöeffekterna blir mindre eller att biltrafikens omfattning begränsas.

Det hittillsvarande arbetet i Sverige på bilavgasområdet har dock hittills i stor utsträckning koncentrerats till de tekniska åtgärderna att begränsa föroreningsutsläppen genom avgasrening. Detta har varit naturligt, eftersom det stått klart att de möjligheter till avgasrening som föreligger i de flesta fall skulle kunna förhindra utbredda bilavgasproblem. De emissionsbegränsande åtgärderna har i huvudsak koncentrerats till bensindrivna bilar som utgör den helt överväldigande andelen fordon i den svenska bilparken.

Sverige har infört de mest långtgående kraven i Europa. Länder som USA, Canada och Japan har emellertid gått ännu längre. Inom bl. a. EG har man hittills intagit en mer avvaktande hållning.

De nuvarande bestämmelserna i Sverige innebär i korthet följande. För bensindrivna bilar har kraven stegvis skärpts fr. o. m. 1969, 1971 resp. 1976 års modeller. Vissa krav gäller även äldre bilmodeller. För dieseldrivna bilar

[14] Se utredningens rapport (Ds Jo 1977:1) Kostnader för omhändertagande av hushållsavfall m. m.

stadgas att synlig rök inte skall få förekomma annat än kortvarigt vid start och växling. Blyhalten i bensin har vidare stegvis sänkts från högst ca 0,84 g bly (högst 0,8 volympromille tetraalkylbly per liter) år 1963 till högst 0,4 g bly per liter bensin år 1973. En ytterligare minskning till 0,15 g bly per liter bensin övervägs f. n.

Merinvesteringen för ett fordon till följd av de avgasbestämmelser som införs fr. o.m. 1976 års modell uppskattas i "Luftföroreningar genom bilavgaser" (Ds K 1971:1) till 400-500 kronor.[15] Kostnadernas storlek är omtvistad och svår att i detalj utreda. Environmental Protection Agency i USA har presenterat kostnadsuppgifter för motsvarande åtgärder som ligger under de ovan angivna.

Totalt kan merinvesteringarna för avgasrenande system på nytillkommande bilar fr. o. m. 1976 års bilmodeller uppskattas uppgå till ca 60–70 milj. kronor per år.

Begränsning av blyhalten i bensin till högst 0,4 g bly per liter bensin genomfördes år 1973 till en ungefärlig kostnad av 1–2 öre per liter eller totalt 40–80 milj. kronor per år. En ytterligare begränsning av blyhalten till 0,15 g bly per liten bensin beräknas medföra en merkostnad av storleksordningen 2–3 öre per liter eller omkring 120 milj. kronor per år vid en total årskonsumtion i Sverige på 4,7 milj. m^3 bensin.[16]

Vissa ytterligare åtgärder har aktualiserats, bl. a. en intensifierad tillsyn av att bestämmelserna efterlevs med hänsyn till att måluppfyllelsen hittills har varit dålig. Typbesiktningsutredningen (K 1977:40) skall särskilt belysa tillsynsfrågorna när det gäller bilavgaser. Syftet är att få en bättre efterlevnad av redan befintliga bestämmelser.

Den totala mängden av olika luftföroreningar från motorfordon i Sverige är idag större än den samlade mängden av motsvarande typer av luftföroreningar från övriga källor såsom industri, lokaluppvärmning, elproduktion och avfallsförbränning. Hittills vidtagna åtgärder har inte kunnat förhindra att utsläppen ökat med stigande antal bilar. Naturvårdsverket har bl. a. pekat på att en sådan ordning bör genomföras att åtgärder mot bilavgaser i praktiken kan vägas mot övriga åtgärder inom miljövårdsområdet och inte mot verksamheter inom trafiksäkerhetsområdet. Naturvårdsverket anser även att arbetet behöver intensifieras med att ta fram en trafikplanering, som tar större miljöhänsyn än f. n. Utredningen (Jo 1977:08) om luftvårdsproblem på grund av bilavgaser skall överväga vilka ytterligare åtgärder som behövs för att minska de luftvårdsproblem som orsakas genom föroreningsutsläpp från fordon, bl. a. frågor om skärpning av nu gällande avgasreningsnormer, förbättrad trafikplanering och tillsatser till motorbränslen.

Utredningen (Jo 1976:06) om översyn av miljöskyddslagen skall bl. a. överväga frågan om obligatorisk prövningsplikt enligt miljöskyddslagen av vägar.

Vägtrafikbuller

När det gäller trafikbullret intill en trafikled kan detta påverkas genom åtgärder dels vid källan, dels mellan källan och mottagaren. Som framgår i det följande är många av dessa åtgärder ännu på förslagsstadiet. Som exempel på åtgärder av den förra kategorin kan nämnas bullerbegränsande åtgärder på

[15] Dessa kostnader inkluderar avdunstningsskydd (ca 150 kr), en åtgärd som inte ingår i bestämmelserna för 1976 års modell.

[16] Produktkontrollnämndens skrivelse 1977-12-14 till regeringen om bl. a. sänkning av blyhalten i bensin.

fordonen, trafiktekniska åtgärder såsom enkelriktning, förbud mot vissa fordonsslag, hastighetsbegränsning m. m. samt utformning av trafikleder genom t. ex. lämpligt val av beläggning, lutningar, korsningspunkter, lokalisering, höjd över omgivande mark m. m.

Den andra typen av åtgärder syftar till att trots oförändrad bulleremission minska ljudnivån hos mottagaren. En sådan minskning kan åstadkommas genom t. ex. fysisk planering så att dels bebyggelse ges en ur bullersynpunkt fördelaktig lokalisering och gruppering, dels genom direkta bullerdämpande åtgärder, t. ex. anläggande av skyddszoner eller skärmar av olika slag. Nivån på vägtrafikbullret kan vidare minskas genom lämplig utformning av nya byggnader och genom byggnadstekniska åtgärder i befintliga byggnader.[17]

Trafikbullerutredningen föreslog i sitt betänkande (SOU 1974:60) Vägtrafikbuller en kombination av immissions- och emissionsbegränsande åtgärder för att få bästa resultatet inom en viss ekonomisk ram. Emissionsnormerna, vilka föreslås bli rättsligt bindande, innehåller i sitt första steg gränsvärden som är möjliga att uppnå inom ramen för nuvarande grundkonstruktioner för olika fordon. Utöver detta har trafikbullerutredningen velat avisera emissionsnormer i ett andra steg, utformade så att de kan innebära mer genomgripande förändringar i fordonskonstruktionerna och kräva tekniska lösningar som inte i dag är kända. I emissionsnormernas första steg föreslås gränsvärden fr. o. m. 1979 års bilmodeller. Även för fordon av tidigare modell än 1979 års föreslås vissa värden, som i huvudsak riktar sig mot defekta ljuddämpare.

Immissionsnormerna föreslås inte bli rättsligt bindande utan endast utgöra en konkretisering av nu gällande lagstiftning (miljöskyddslagen, hälsovårdsstadgan och byggnadslagen). Utredningen har som utgångspunkt en långsiktig målsättning som i huvudsak innebär en ekvivalent ljudnivå för dygn på 30 dB A inomhus och 55 dB A utomhus. Inom ramen för en viss ekonomisk insats har sedan utredningen föreslagit vissa avsteg från denna målsättning. Följande avstegsfall, där värdena överskrider grundvärdena med upp till 10 dB A när det gäller inomhusnivåerna och upp till 15 dB A beträffande nivåerna utomhus, föreslås:

- Nybebyggelse invid större trafikleder
- Ny trafikled i befintlig bebyggelse
- Ombyggnad av trafikled i befintlig bebyggelse
- Förnyelse av befintlig bebyggelse
- Befintlig miljö.

De i betänkandet angivna kostnadskonsekvenserna förutsätter att emissionsnormerna leder till en allmän sänkning av bullernivån med 5 dB A och att resterande sänkning åstadkoms genom immissionsnormerna.

Till grund för trafikbullerutredningens förslag ligger en avvägning mellan de fördelar en minskning av störningarna med avseende på höga ljudnivåer i samhället innebär och de kostnader av olika slag som bullerskyddsåtgärderna medför. Trafikbullerutredningen har dock inte ansett det möjligt att åstadkomma en redovisning, där olika konsekvenser av bullret åtsätts värden i kronor och ören.

Trafikbullerutredningen anger att andelen störda människor, om normförslagen genomförs, kommer att sjunka avsevärt.

[17] Se Statens planverk rapport 29 Samhällsplanering och vägtrafikbuller.

Tabell 4.2 Investeringar i befintlig miljö för att uppnå trafikbullerutredningens förslag till immissionsnormer

Åtgärd	Investering (milj. kr per år, 1973 års priser)
Nybyggnad av bostäder	40
Ombyggnad av bostäder	5
Ny- och ombyggnad av trafikleder inom befintlig bebyggelse	170
Åtgärder i befintlig miljö (bostäder)	40– 70
Åtgärder vid andra lokaler än bostäder (skolor, sjukhus)	30
Summa	285–315

Källa: Vägtrafikbuller. SOU 1974:60.

De årliga merinvesteringarna – i förhållande till ett "nollalternativ" – anges av trafikbullerutredningen för åtgärder enligt förslaget till immissionsnormer fr. o. m. år 1976, vad avser befintlig miljö under en tioårsperiod, uppgå till ca 300 milj. kronor, se tabell 4.2:

Genomförandet av förslaget till emissionsnormer beräknas av trafikbullerutredningen öka inköpskostnaden med ca 1 000 kronor per personbil och ca 4 000 per lastbil. Totalt beräknas emissionsnormförslaget medföra merinvesteringar om 280 milj. kronor per år fr. o. m. år 1979. De sammanlagda årliga investeringarna för att begränsa bullerstörningar från biltrafiken skulle således uppgå till ca 600 milj. kronor under en tioårsperiod. I 1978 års prisläge motsvarar det ca 900 milj. kronor.

Trafikbullerutredningen framhåller att hänsyn till bullerproblemen i växande omfattning tagits i den samhällsplanering som bedrivits under senare år. Merinvesteringarna är beräknade i förhållande till ett "nollalternativ", dvs. i förhållande till vad som skulle gjorts om inga hänsyn till trafikbullret alls behövde tas.

När det gäller att lösa bullerfrågorna kommer förutom den vidare behandlingen av trafikbullerutredningens förslag även den pågående översynen av miljöskyddslagen att få stor betydelse.

4.2.6 *Beröringspunkter yttre-inre miljö*[18]

Med yttre miljö avses den omgivande naturmiljön i vid bemärkelse och med inre miljö avses här arbetsmiljön.

Utredningen skall enligt direktiven enbart behandla den yttre miljön. Det är emellertid ofrånkomligt att vården av den yttre miljön i vissa fall också påverkar den inre miljön och tvärtom. Sådana beröringspunkter finns inom de flesta industribranscher, där bl. a. damm, gaser eller buller alstras.

Det bör först understrykas att åtgärder för att förbättra naturmiljön i många fall också påverkar arbetsmiljön i positiv riktning. Den omvända situationen gäller dock också. I båda fallen gäller det att i möjligaste mån angripa spridningen av föroreningar vid källan. Av gemensamt intresse är bl. a. att i första hand sträva efter att utforma processerna så att föroreningar inte

[18] Efter Kemiska föroreningar i arbetsmiljön. Arbetarskyddsfonden rapport 1973:3.

uppstår och i andra hand att åstadkomma en god inkapsling av processerna, att göra processerna driftsäkra, så att tillfälliga utsläpp inte inträffar samt att ta hand om eventuellt uppkommande föroreningar så långt möjligt. Det finns emellertid fall, där effekten inte är entydigt positiv i båda dessa avseenden. Några exempel kan belysa detta.

I vissa fall kan sålunda åtgärder för att förbättra den yttre miljön negativt påverka den inre. Arbetsmiljön i inbyggda allmänna avloppsreningsverk kan vara svår att få helt acceptabel från bl. a. hygienisk synpunkt. Det gäller också destruktionsanläggningar för avfall. De senaste årens förbättrade hushållning och återanvändning av pappersavfall kan innebära en ökning av skärskador och problem med bl. a. råttor. Rengöring och tillsyn av filter, som använts för att avskilja stoftutsläpp, är ibland ett arbetsmoment som kan medföra olägenheter för personalen genom kontakten med det avskilda stoftet. Sådant stoft kan innehålla bl. a. silikosframkallande kristallin kiseldioxid, anrikningsbenägna eller giftiga tungmetaller e. d. Ett annat sådant exempel är dammande krossverk som byggs in i en byggnad och därmed ger en dammigare inomhusmiljö.

I det fall det inbyggda krossverket förses med effektivare ventilation och utsugning av dammpartiklarna fås exempel på den motsatta situationen, nämligen att åtgärder för att förbättra den inre miljön negativt påverkar den yttre. Från arbetarskyddssynpunkt önskas ofta effektivast möjliga allmänventilation av arbetsmiljön. En effektiv allmän ventilation innebär i många fall att skadliga och giftiga ämnen späds ut med stora luftvolymer, vilket kan försvåra ämnenas avskiljning före utsläpp i utomhusluften. Ytterligare exempel på en sådan situation är utsugning av den partikelhaltiga inomhusluften i järnverken, utsugning av luften i kloralkaliindustrins cellsalar och utsugning av kvartssandhaltig eller fenolhartshaltig luft i gjuterier. Utsugning av lösningsmedel som används vid ytbehandlingsprocesser är ett annat exempel.

De här nämnda exemplen understryker att det ofta kan finnas skäl att i ett sammanhang beakta miljöproblemen från såväl arbets- som naturmiljösynpunkt.

4.2.7 *Sammanfattning*

Vissa mål i miljövårdsarbetet kan uppnås genom att naturmiljön skyddas mot negativa effekter av mänsklig verksamhet genom förebyggande tekniska åtgärder, miljöskydd. Grovt räknat har närmare 1 miljard kronor årligen investerats i Sverige i framför allt miljöskydd under 1970-talet. I detta belopp ingår en del åtgärder inom naturvårdens område. De årliga drift- och kapitalkostnaderna för kommuner och industrier uppskattades 1974 till 1,5–2,0 miljarder kronor. Dessa miljövårdsinsatser motsvarar ca 0,7 procent av bruttonationalprodukten (BNP) för år 1974.

För andra hälften av 1970-talet redovisade utredningen i en rapport till långtidsutredning 1975 uppgifter om kostnaderna för miljövården. Uppgifterna i rapporten bygger till större delen på genomgångar av kommunernas och de större företagens investeringsplaner. Detta underlagsmaterial har sedan kompletterats med uppgifter från myndigheter, utredningar och andra källor. Även under denna period skulle enligt planerna närmare 1 miljard

Tabell 4.3 Planerade investeringar i miljövård och vissa angränsande aktiviteter 1975–80 i milj. kr (1974 års priser)

Verksamhet	Investeringar 1975–1980		
	Milj. kr	Andel av totala investeringar	
		%	Inom sektor
Miljöskyddande verksamheter			
Miljöskyddsåtgärder inom industrin	3 500	4	industri
Kommunal avloppsvattenrening	1 700	3	kommuner
Kommunal renhållning (behandling)	200	0,4	kommuner
Åtgärder (1976–1980) i vägbyggandet för att reducera buller från biltrafik[a]	900	9	vägar
Åtgärder (1976–1980) i bostadsbyggande för att reducera buller från bil- och flygtrafik[a]	800	1,2	bostäder
Åtgärder (1979–1980) på bilar för att reducera buller[a]	600	6	bilar
Åtgärder på bilar för att reducera avgasutsläpp	400	2	bilar
Summa	8 100	3	hela ekonomin
Naturvård			
Naturreservat m. m.	70		
Idrotts- och friluftsliv			
Anläggningar	2 000	3,5	kommuner
Verksamheter med anknytning till miljöskydd			
Övrig kommunal vatten och avlopp	10 000	19	kommuner
Kommunal renhållning (bortforsling)	100	0,2	kommuner
Kollektiv värmeförsörjning	1 500	2,7	kommuner

[a] Förslag från trafikbullerutredningen (SOU 1974:60, 1975:56).
Källa: Miljövård i Sverige 1975–1980. SOU 1975:98.

kronor årligen investeras i miljöskyddande åtgärder, se tabell 4.3. Därutöver kan vissa åtgärder mot trafikbuller tillkomma. I tabell 4.1 anges utredningsförslag om åtgärder mot trafikbuller som ännu inte behandlats av statsmakterna.

Naturvårdsverket har i anslutning till arbetet med 1978 års långtidsutredning bedömt att miljöskyddsinvesteringarna inom industrin kommer att uppgå till ca 400 milj. kronor per år fram till år 1983.

Industrin skulle enligt redovisade planer svara för inemot hälften av investeringarna i miljöskydd. I avloppsreningsverk, som utgör den största posten i det kommunala miljöskyddet, kommer det enligt planerna att investeras 500 milj. kronor mindre än under perioden 1969–1974. Naturvården skulle endast kräva direkta investeringar av storleksordningen en procent av de belopp som satsas på miljöskydd. Enligt den gängse definitionen av miljövård kan även 2 000 milj. kronor för anläggningar för idrott och friluftsliv (friluftsstugor, anläggningar för fritidsfiske, ridanläggningar,

flyttbara serviceanläggningar för orientering, skidbackar, fritidsbåthamnar o. d.) inräknas i miljövårdskostnaderna. Till de direkta kostnaderna för miljövården kan dessutom läggas kostnaderna för delar av transportsystemen för vatten, avlopp och avfall samt av anläggningar för värmeförsörjningen i tätorterna.

De totala investeringarna för miljöskydd skulle således årligen uppgå till 1 000–1 300 milj. kronor, beroende på om utredningsförslagen om bullerbekämpning genomförs. De årliga kostnaderna för denna del av industrins verksamhet skulle i stort fördubblas under denna period till 2 000–2 500 milj. kronor, motsvarande 2–2,5 procent av förädlingsvärdet. Stegringen av de årliga kostnaderna för de kommunala reningsverken blir däremot inte lika stor, eftersom en lägre utbyggnadstakt förväntas för andra hälften av 1970-talet. De årliga drift- och kapitalkostnaderna för det tekniska miljöskyddet inom kommunerna, efter planerad utbyggnad av reningsverk och behandlingsanläggningar för avfall, skulle komma att uppgå till totalt omkring 1 000 milj. kronor.

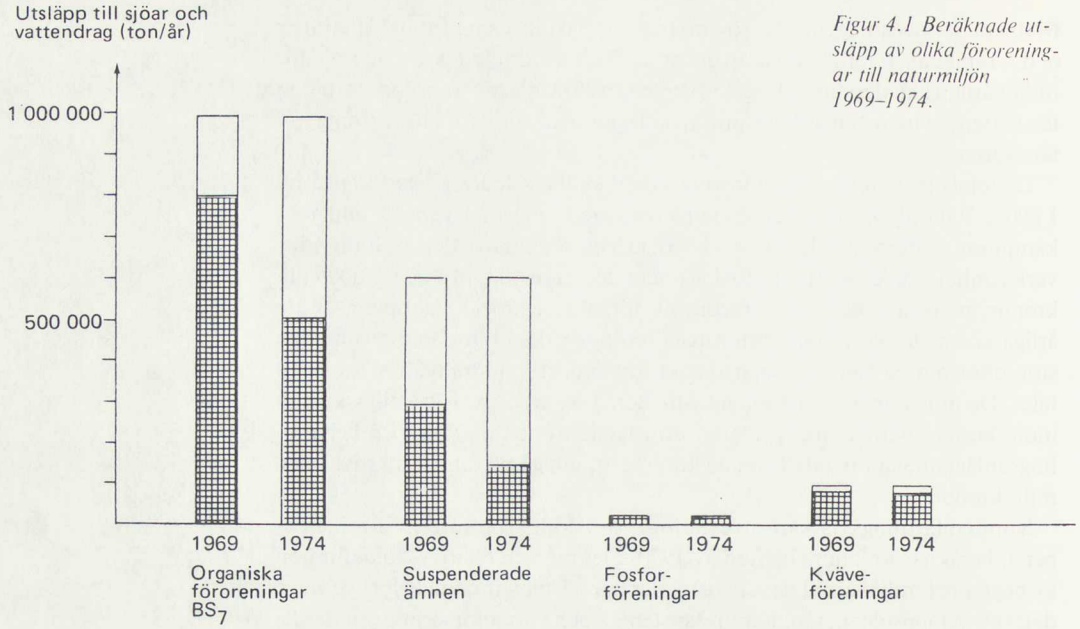
Sammanfattningsvis kan investeringar av storleksordningen 2 miljarder per år beräknas för andra hälften av 1970-talet med en relativt vid definition av begreppet miljövård. I dessa kostnader har då även inräknats förnyelse av delar av avloppsnäten, renhållningssystemen och värmeförsörjningen. Drift- och kapitalkostnaderna för anläggningar och utrustning för miljövård skulle år 1980 under dessa förutsättningar uppgå till 3 à 4 miljarder kronor per år. Miljövårdsinsatserna skulle därmed motsvara ca 1 procent av den beräknade bruttonationalprodukten (BNP) för år 1980.

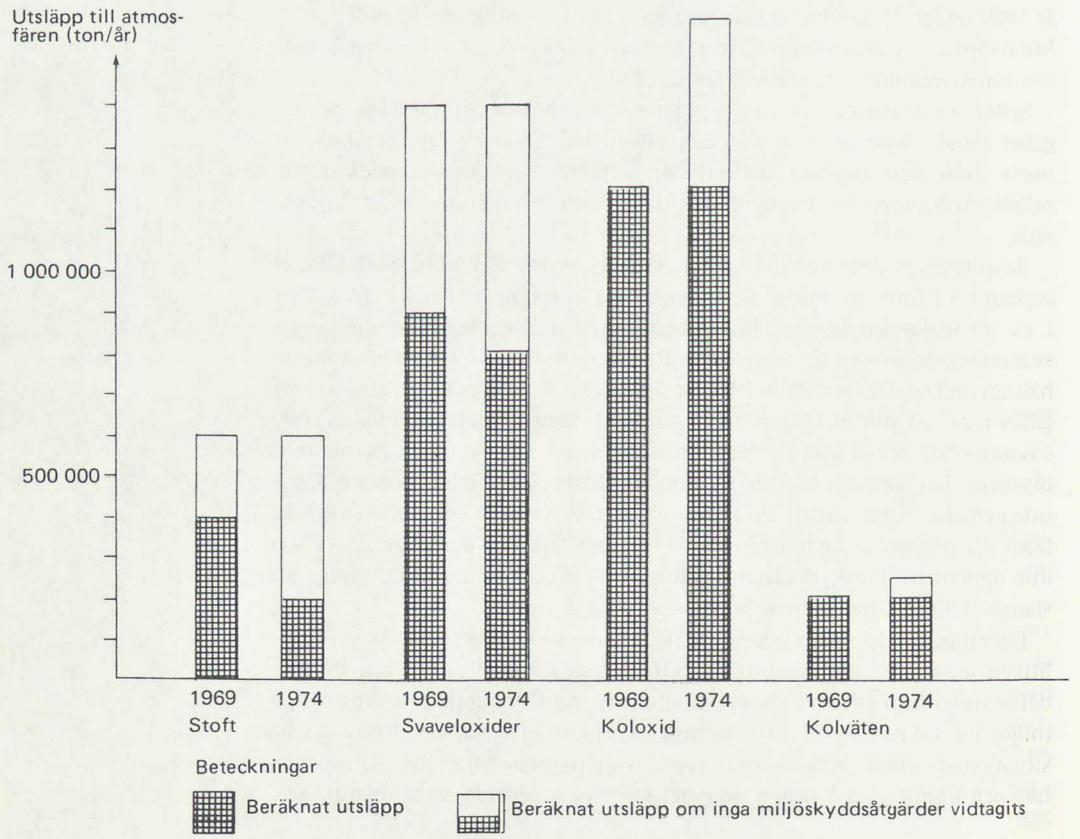
Självfallet är definitionen av begreppet miljövård en central fråga när det gäller beräkningar av miljövårdens kostnader. Ovanstående beräkningar utgår ifrån den angivna definitionen i början av detta kapitel. Detta miljövårdsbegrepp knyter nära an till naturvårdsverkets verksamhetsområde.

Resultaten av de gångna årens miljöskyddsinsatser har framför allt kunnat registreras i form av minskade utsläpp av föroreningar. Beräkningar visar t. ex. att utsläppen av olika lösta organiska lättnedbrytbara föreningar och suspenderade ämnen till sjöar och vattendrag minskat med i det närmaste hälften under perioden 1969–1974, se figur 4.1. För utsläppen till atmosfären gäller t. ex. att stoftutsläppen halverats. Utsläppen av de försurande svaveloxiderna har också kunnat begränsas, även om minskningen här är mer blygsam. Ett annat exempel på miljöskyddsinsatser är de senaste årens utbyggnad av kommunala avloppsreningsverk. År 1978 behandlas praktiskt taget allt avloppsvatten från tätorterna i reningsverk, och den andel som ännu inte uppfyller miljöskyddslagens minimikrav, dvs. längre gående rening än slamavskiljning, har kunnat begränsas till ca 3 procent.

Egentligen är det inte minskade utsläpp som i sig är målet för miljövårdspolitiken utan istället en god miljö. Siffermässiga uppgifter om hur mycket bättre miljö som erhållits som resultat av de hittillsvarande satsningarna på miljövård saknas i stor utsträckning. I avsnitt 2.3 har den nu aktuella situationen i miljön belysts. Utan tvivel har situationen förbättrats på många håll och framför allt har den tidigare negativa utvecklingen kunnat brytas.

Figur 4.1 Beräknade utsläpp av olika föroreningar till naturmiljön 1969–1974.





5 Internationellt offentligt miljövårdsarbete

5.1 Inledning

Miljöproblem är internationella i flera avseenden. De flesta länder, särskilt de på ungefär samma utvecklingsnivå, möter t. ex. i huvudsak samma slags föroreningar. Dessa härrör från egen produktion och konsumtion, men beror också på att föroreningar med vindar och vattenströmmar sprids mellan länderna. Handeln med miljöfarliga varor och ämnen medverkar också till att miljöproblem sprids. Ett enskilt land kan därför endast i begränsad omfattning lösa sina miljöproblem självt. Internationellt samarbete kan därför ibland vara ett nödvändigt medel för att nå även nationella miljömål med avseende på immissionsbegränsningar. Med hänsyn till de omfattande insatser i fråga om forskning, teknikutveckling m. m. som krävs innebär samarbete länderna emellan också ett effektivare resursutnyttjande. Skyddet av de gemensamma naturresurserna som världshaven och lufthavet kräver gemensamma mål. Även skyddet av resurser, som väl ligger under nationell jurisdiktion, men som har avgörande betydelse för hela jorden är i stor utsträckning en internationell angelägenhet.

Det internationella samarbetet på naturvårdens och miljövårdens områden har också efter hand fått en allt större omfattning. Praktiskt taget alla mellanstatliga organisationer, både de med världsomspännande och de med regional räckvidd har i större eller mindre utsträckning sådana frågor på sina program. Samarbete i mindre grupper av stater och en mängd bilaterala avtal och överenskommelser hör också till bilden, liksom mera informella kontakter, inte minst på forskningens område.

5.2 Miljövårdsarbetet i de internationella organisationerna

5.2.1 *FN-systemet*

Flertalet av FN:s fackorgan, kommissioner m. m. sysslar i någon utsträckning med naturvårds- och miljövårdsfrågor. Som ett av resultaten av konferensen om människans miljö i Stockholm 1972 inrättades UNEP, styrelsen för FN:s miljöprogram, för att leda det internationella miljösamarbetet. UNEP skall samordna miljövårdsprogrammen inom FN-systemet. Samtidigt tillskapades en miljöfond med frivilliga bidrag, ur vilken kostnaderna för nya initiativ på miljöområdet skall bekostas. UNEP rapporterar till

FN:s generalförsamling genom ECOSOC, det ekonomiska och sociala rådet.

Genom de olika FN-organen angrips miljövårdsproblemen från en mängd olika aspekter. Samarbete mellan olika organ kring särskilda program förekommer också.

UNESCO, samarbetsorganet för utbildning och vetenskap, arbetar dels med miljövården i forskning och utbildning, dels med ett miljö- och naturresursforskningsprogram. Det sistnämnda omfattar en mängd olika delprogram, t. ex. "Man and the Biosphere", ett långtidsprogram för forskning rörande användningen och vården av naturmiljön, det internationella hydrologiska programmet, det geologiska korrektionsprogrammet och en omfattande marin forskningsverksamhet. De olika programmen har samarbetsorgan knutna till vetenskapliga organisationer i deltagarländerna. I Sverige är de olika kontaktkommittéerna knutna till naturvetenskapliga forskningsrådet.

I samarbetet för kontroll av lufthavet och världshaven spelar WMO, världsmeteorologiorganisationen en stor roll. Med utgångspunkt i organisationens uppgifter på meteorologins område har program för uppföljning av luftföroreningar och havsföroreningar satts igång.

WMO arbetar också tillsammans med andra internationella vetenskapliga organisationer med frågor kring de klimatförändringar som i framtiden kan tänkas uppstå ofrivilligt eller planerat, genom människans åtgärder i samband med ökad exploatering av jordens resurser.

Frågor angående lokala föroreningar inom samhällen och industriområden behandlas ofta i samarbete mellan WMO och världshälsoorganisationen, WHO, som arbetar med att upprätta ett globalt mätsystem för luftföroreningar. WHO har ett brett upplagt miljövårdsprogram, som spänner över luft- och vattenvård, födoämneshygien, strålskydd och arbetarskydd. Av speciell betydelse är WHO:s utarbetande av kriteriadokument för olika skadliga ämnen i omgivningen. Organisationens program är dels mera allmänna långtidsprogram som berör flera länder, dels också projekt som berör problem i ett enskilt land, samt mellanstatliga program för en grupp av länder.

FN:s livsmedels- och lantbruksorganisation, FAO, har ett antal olika naturvårds- och miljövårdsprogram med inriktning på människans försörjning och bevarandet av naturresurser. Koordinering och planering av det globala nätet av genbanker och översikter över de mest hotade växtgenetiska resurserna, skogs- och naturvård med speciell inriktning på känsliga ekosystem, förbättring av vattenmiljön, fiskevård och livsmedelskontroll hör till verksamhetsfälten.

Vid sidan av UNESCO:s, WMO:s, WHO:s och FAO:s mycket vittomfattande verksamheter arbetar andra organisationer med mera avgränsade aspekter på de internationella miljövårdsproblemen.

IMCO, den mellanstatliga rådgivande havsorganisationen, vars verksamhet gäller lagstiftning och praxis på den internationella handelssjöfartens område, svarar för kontrollen av efterlevnaden av vissa av de miljöskyddskonventioner som ingåtts för att skydda den marina miljön från förorening genom utsläpp från fartyg.

Störningar från trafikflyget behandlas av den internationella trafikflygorganisationen, ICAO, som bl. a. arbetar med regler för godkännande av olika

flygplanstyper från bullersynpunkt samt riktlinjer för överljudsflyg.

Den internationella atomenergistyrelsen, IAEA, arbetar med frågor om utsläpp av radioaktiva ämnen från kärnkraftstationer och andra anläggningar för fredlig användning av kärnenergi, samt för omhändertagande av dess radioaktiva avfall.

Arbetsmiljöfrågor behandlas av ILO, den internationella arbetsorganisationen. Världsbanken och GATT – det allmänna tull- och handelsavtalet – har tagit upp miljövårdsaspekter i sina program såtillvida som världsbanken sagt sig inte komma att stödja projekt som har negativa ekologiska effekter. Inom ramen för GATT finns möjligheter att ta upp problem för den internationella handeln till följd av åtgärder i miljövårdande syfte. Här avses bl. a. olika miljövårdskravs eventuella verkan som handelshinder.

Vid sidan av den löpande verksamheten inom de olika fackorganen i FN drivs arbete på miljövårdsområdet genom världsomspännande konferenser. Stockholmskonferensen 1972, som bl. a. ledde till bildandet av UNEP, följdes av en befolkningskonferens och en livsmedelskonferens 1974. Då hölls också FN:s tredje havsrättskonferens. 1976 hölls en konferens om boende- och bebyggelsemiljö, och våren 1977 en vattenkonferens.

5.2.2 *Andra globala organisationer*

Utöver FN-systemet finns ett antal andra organisationer med världen som verksamhetsområde och miljö- och naturvård på programmet. Medlemskapet varierar, men i de flesta fall är dessa organisationer inte mellanstatliga, utan räknar bland sina medlemmar ideella organisationer, vetenskapliga institutioner och andra internationella organisationer. Även regeringar och ämbetsverk kan dock delta. Många av dessa organisationer återfinns på naturvårdsområdet: Internationella naturskyddsunionen, IUCN, Internationella fågelskyddsunionen, ICBP, Internationella rådet för vattenfågelforskning, IWRB, samt Världsnaturfonden, WWF.

ICSU, Internationella rådet för vetenskapliga sammanslutningar är ett organ för samarbete på det rent vetenskapliga planet, som har en särskild kommitté för miljövårdsfrågor. Dess syfte är att öka kunskapen om människans inflytande på omgivningen med särskild inriktning på inflytanden eller förändringar som är globala eller delas av flera nationer.

Det internationella samarbetet på miljövårdsområdet är bl. a. beroende av enhetligt utförda informationer och mätningar. Med sådana frågor arbetar den internationella standardiseringsorganisationen, ISO. Slutligen kan nämnas den internationella strålskyddskommissionen, ICRP.

5.2.3 *Regionala organisationer*

De gemensamma problemen och förutsättningarna för samarbete och likartade lösningar gäller kanske i än högre grad för regioner eller grupper av länder på samma utvecklingsnivå än globalt.

Flera organisationer med främst västeuropeiska medlemmar har gett miljövårdsfrågor stort utrymme. Europarådet med arton västeuropeiska länder som medlemmar har lagt tonvikten vid naturvårdsfrågor. Rådet har varit mycket aktivt för att öka medvetenheten hos politiker och allmänhet om

hithörande problem. År 1970 förklarades som naturvårdsår, vilket bl. a. innebar en intensivare naturvårdsupplysning i medlemsländerna.

Även NATO ägnar sig inom ramen för sin civila verksamhet åt miljövårdsfrågor. Organisationen koncentrerar sig på pilotstudier av olika miljöproblem. Dess forskningsresultat görs tillgängliga för andra organisationer och enskilda länder.

Det starka sambandet mellan ekonomisk utveckling och miljöproblem har medfört att organisationer som skapats för att främja ekonomisk utveckling, efter hand fått en mycket omfattande miljövårdsverksamhet. FN:s Europakommission, ECE, organisationen för ekonomiskt samarbete och utveckling, OECD, samt de europeiska gemenskaperna, EG, har under 1970-talet kommit att ge miljövårdsfrågorna stort utrymme. Kunskapsutbyte, policyfrågor, ekonomiska effekter av miljöstörningar och miljöskyddsåtgärder och strävan mot gemensamma principer för miljöskyddsarbetet är framträdande inslag i dessa organisationers miljövårdsarbete.

ECE med samtliga europeiska FN-stater samt USA som medlemmar tog relativt tidigt upp miljöfrågorna, först med tyngdpunkt på tekniska problemlösningar sedan i ökad omfattning på former för mellanstatligt samarbete, särskilt rörande vatten- och luftvårdsfrågor. Miljöproblematiken är en av de fyra prioriterade ämnesgrupperna för ECE:s arbete. Därmed är nästan alla ECE-kommittéer numera på något sätt sysselsatta med studier eller samarbetsprogram som har miljöanknytning.

I direktiven för den kommitté som inom ECE svarar för miljövårdsfrågorna anges bl. a. att kommittén, utöver sin egenskap av forum för utbyte av erfarenheter och upplysningar aktivt skall ägna sig åt miljöskyddsproblem som särskilt rör flera stater. Kommittén skall därför främja mellanstatliga överenskommelser och andra internationella arbetsformer i miljöfrågor. Arbetsprogrammet omfattar bl. a. översyn över medlemsländernas miljövårdsaktiviteter och organisation. Luftföroreningsfrågor, skyddsstandards mot vattenförorening, parametrar för mätning och värdering av miljösituationen, avfallshantering, toxiska ämnen och miljöfarligt avfall samt studier av miljöproblem med anknytning till energiområdet hör till verksamhetsprogrammet.

OECD har 24 medlemsländer, nämligen samtliga västeuropeiska länder, USA, Canada, Japan, Turkiet, Australien och Nya Zeeland. Organisationens engagemang på miljövårdsområdet inleddes 1970, då en särskild kommitté för sådana frågor inrättades. Den har ett antal undergrupper som specialiserar sig på luftvård, vattenvård, tätorter, kemikalier och ekonomiska problem. Därutöver tillsätts vid behov särskilda arbetsgrupper.

OECD har betonat behovet av internationellt samarbete bl. a. med hänsyn till att flera miljöfrågor är internationella i sig, t. ex. utnyttjandet av gemensamma vattenresurser och utveckling av gemensamma övervaknings- och informationssystem. Dessutom behövs sådant arbete för att lösa konfliktfrågor på grund av att föroreningar sprids över gränserna eller att miljövårdskrav kan leda till handelshinder. På programmet står studier av härkomst och spridningsvägar för luft- och vattenföroreningar samt utveckling av mätnings- och övervakningssystem, utveckling av principer för s. k. transfrontier pollution, dvs. förorening över gränserna – i huvudsak ett överförande av den nordiska miljöskyddskonventionens principer till

OECD-kretsen – samt vidareutveckling av principen om förorenarens kostnadsansvar. OECD har också ett omfattande program för studier av frågor kring energi och miljö.

Inom ramen för OECD har bl. a. studerats långväga transport av luftföroreningar, framför allt svaveldioxid. Det huvudsakliga målet för studien var att bestämma den relativa betydelsen av lokala och avlägsna svavelkällor i termer av deras bidrag till luftföroreningarna i en region.

1972 antog OECD ett antal vägledande principer rörande internationella ekonomiska aspekter på miljöpolitik, i första hand den s. k. Polluter Pays Principle, PPP, dvs. principen om förorenarens kostnadsansvar. Det framhålls att detta är viktigt för att undvika snedvridningar och konkurrensrubbningar i den internationella handeln. Det pekas emellertid också på tillfällen då en rigorös tillämpning av principen knappast är möjlig utan avsevärda övergångsproblem för berörd industri. Det gäller vid förhållandevis snabbt genomförande av genomgripande miljövårdsåtgärder. Då kan hjälp i form av subsidier, lån o. d. vara befogade i ett inlednings- och övergångsskede. En förutsättning för att sådana undantag skall stämma överens med PPP är dock att stödet har i förväg angiven begränsad varaktighet. Av skilda rapporter om PPP:s tillämpning framgår att stöd till befintlig industri vid nya eller skärpta miljökrav ofta tillämpats.

PPP är enbart en effektivitetsprincip som syftar till att uppsatta mål skall nås till lägsta samhällsekonomiska kostnad. Den säger ingenting om hur förorenarens betalningsansvar skall utkrävas, dvs. hur styrmedlen skall utformas. Principen förutsätter t. ex. inte att förorenaren betalar ut pengar till någon, vare sig till någon som drabbats av förorening eller till någon myndighet, utan endast att kostnaderna för föroreningsbekämpning och kontroll i första hand drabbar förorenaren.

I programmet för OECD:s fortsatta arbete på miljövårdsområdet intar frågor om förorening över gränserna – transfrontier pollution – en central plats. Hithörande problem bearbetas av en särskild arbetsgrupp, och ett antal studier i ämnet har publicerats. De flesta bidragen till diskussionen har i första hand gällt ekonomiska aspekter på problemen, men några har främst behandlat det internationella rättsläget. Intresset har där koncentrerats kring frågan om det vid sidan av de regler som dras upp i olika internationella avtal och konventioner – och som enbart gäller de fördragsslutande parterna – finns något i internationell lag i allmänhet som ålägger stater att hindra föroreningar som sprids över gränserna. Det har därvid ansetts höra till internationell sedvanerätt att ett land inte skall utnyttja sitt territorium så att andra länder lider skada. Som ett av de senaste internationella uttrycken för denna princip hänvisas till deklarationen om människans miljö av konferensen i Stockholm 1972, där det bl. a. slås fast att de enskilda staterna har "ansvaret att säkerställa att verksamheter inom deras jurisdiktion eller kontroll inte förorsakar skada på andra staters miljö eller på områden utanför gränserna för nationell jurisdiktion".

OECD har gjort en översikt över källorna till internationell rätt inklusive den inställning till rättsförhållanden som kommer till uttryck i internationella deklarationer, rekommendationer och resolutioner. De slutsatser som dras därav är att grannelagsrätt[1] existerar mellan stater och att förorening över gränserna som medför skada är olaglig enligt internationell lag. Grannelags-

[1] The law of neighbourly relations, grannelagsrätt. Grannelagsrätt är en samlande benämning på systemet av ömsesidiga rättigheter och förpliktelser mellan grannar vid brukandet av fast egendom. De grundläggande svenska rättsreglerna finns i jordabalken. Grannelagsrättsliga regler finns även i flera andra särskilda lagar.

rätten åberopades i internationella sammanhang redan 1941 i ett luftföroreningsfall mellan USA och Canada. Flera internationella jurister pekar också på den grannelagsrättsliga aspekten i samband med frågor om ansvar för vatten- och luftförorening, ändring av vattenströmmar, kärnexplosioner osv., och hänvisar till skyldigheten till icke-inblandning som finns etablerad i internationell sedvanerätt. De överenskommelser och konventioner som slutits på miljövårdsområdet ses i många fall främst som en kodifiering av existerande sedvanerätt.

Den nordiska miljöskyddskonventionen utgör ett uttryck för principen att ett land inte skall tillåta att ett grannland förorsakas sådana störningar som inte tolereras inom landets egna gränser. Arbete inom OECD går i huvudsak ut på att samma principer skall tillämpas inom OECD-kretsen. OECD-studierna har dessutom behandlat ekonomiska konsekvenser av förorening över gränserna och principer för kostnadsfördelning. PPP har ansetts böra vara en ledande princip även vid kostnadsfördelningen mellan nationerna.

Också inom EG har miljövårdsverksamheten börjat under 1970-talet. Ett omfattande utredningsarbete har genomförts som grund för en gemenskapspolitik inom miljövården. På programmet står bl. a. upprättande av kriterier för bedömning av skadeverkningar av de viktigaste luft- och vattenföroreningarna och utvecklande av gemensamma metoder för fastställande av standards för miljökvalitet för olika regioner inom EG. I samarbete med OECD skall en metod för att värdera kostnaderna för föroreningsbekämpning tas fram.

Miljövårdsarbetet inom den europeiska frihandelssammanslutningen, EFTA, hänför sig till frågor om undanröjande av tekniska handelshinder. Dessutom har ett antal överenskommelser slutits om ömsesidigt erkännande av provningsresultat på vissa varuområden.

5.2.4 *Nordiskt samarbete*

Det nordiska samarbetet på miljövårdsområdet leds under nordiska ministerrådet av den nordiska ämbetsmannakommittén för miljövårdsfrågor. Huvudpunkterna i utvecklingen av det nordiska samarbetet är en samordning av miljövårdsåtgärderna i de nordiska länderna när så är lämpligt, ett genomförande av gemensamma nordiska projekt på miljövårdsområdet och ett utbyte av information om miljövårdsarbetet i de enskilda länderna.

Ämbetsmannakommittén som består av tre representanter för varje land, sammanträder två gånger per år. Mellan sammanträdena bedrivs arbetet i olika arbetsgrupper med miljövårdsutbildning, miljövårdsforskning, avfallshantering, buller, begränsning av svaveldioxidutsläpp, förorening från fartyg, produktkontroll och miljödata samt naturvård som uppgifter.

Ett viktigt resultat av det nordiska miljövårdssamarbetet är den nordiska miljöskyddskonventionen.

5.3 Internationella konventioner

Arbetet i de internationella organisationerna utmynnar oftast i rekommendationer till medlemsländer om riktlinjer och principer för deras nationella

miljövårdsarbete. Dessutom samlas ett rikt material av utredningar, översikter och information. Uppnåendet av gemensamma mål som minskning av föroreningsutsläpp, hushållning med naturresurser, undvikande av snedvridning i internationell konkurrens och arbetsfördelning bygger främst på åtgärder i de enskilda länderna. Rekommendationerna varierar i tyngd beroende på bl. a. om medlemmarna i organisationen består av endast regeringar och på organisationens syften och arbetsformer i övrigt.

För att hårdare binda ländernas politik i en viss fråga sluts konventioner mellan berörda stater. De länder som ansluter sig till konventionen förbinder sig att vidta eller avstå från vissa preciserade åtgärder. Staterna förutsätts genom nationell lagstiftning och övervakning svara för att reglerna i konventionen efterlevs. Resultaten av konventionen blir således helt beroende av de enskilda staternas sätt att genomföra sin del av överenskommelsen. De enda sanktionsmöjligheter som finns är de olika ländernas sanktioner mot egna medborgare som överträder de nationella bestämmelserna. Däremot saknas sanktionsmöjligheter mot stater som inte fullgör sina åtaganden. Oftast finns dock regler om internationell kontroll av efterlevnaden. Så t. ex. svarar IMCO för denna kontroll i fråga om 1973 års konvention till förhindrande av förorening från fartyg (IMCO-konventionen). En vanlig lösning är en för de anslutna länderna gemensam kommission med ett sekretariat till sitt förfogande.

Som nämnts kan de konventioner som hittills slutits i stor utsträckning ses som kodifiering av existerande sedvanerätt. I en framställning om internationell rätt på miljövårdsområdet[2] framhåller författaren emellertid att konventioner och fördrag också kan tjäna till att bygga ut den allmänna internationella sedvanerätten. Om de fördragsslutande staterna verkligen håller en konventions bestämmelser kan dessa efter hand komma att ingå som beståndsdelar i allmän internationell lag och sålunda i praktiken få bindande effekt även för stater som inte är anslutna till den aktuella konventionen. Även rekommendationer och resolutioner i internationella organ kan på sikt påverka skapandet av internationella normer genom att ange vad som i många staters ögon borde gälla.

Konventionerna på miljöskyddsområdet gäller främst skyddet av haven och särskilda havsområden. Svenska kustvatten berörs av sju olika konventioner.

Oslo-konventionen om förhindrande av havsföroreningar genom dumpning förhandlades fram under år 1971. Konventionen omfattar Nordsjön och Nordostatlanten inbegripet kuststaternas territorialhav. Enligt konventionen förbjuds vissa, särskilt angivna miljöfarliga ämnen (bl. a. klorerade kolväten, kadmium och kvicksilver), medan dumpning av andra ämnen och material (bl. a. arsenik, bly, koppar, zink, metallskrot) får ske endast efter tillstånd av nationell myndighet. En kommission har upprättats med representanter för de tolv fördragsslutande parterna. Sverige har ratificerat konventionen. Kommissionen hade sitt första sammanträde hösten 1974.

London-konventionen omfattar liksom Oslo-konventionen dumpning men är global till sin omfattning. Förhandlingarna slutfördes i London i november 1972. Konventionen omfattar alla delar av det fria havet och kuststaternas territorialhav. De miljöfarliga ämnen som regleras av konventionen är i stort sett desamma som i Oslo-konventionen. Sverige har ratificerat konventionen.

[2] Johnson, Bo, International Environmental Law.

Gdansk-konventionen omfattar åtgärder för fisket och bevarandet av de levande tillgångarna i Östersjön, Bälten och Öresund. Konventionstexten antogs i Gdansk i september 1973. Enligt konventionen skall de fördragsslutande staterna (samtliga Östersjöstater) nära samarbeta i syfte att bevara och föröka de levande tillgångarna och att få bästa möjliga avkastning av dem. En särskild kommission bildas för att leda samarbetet. Sverige har ratificerat konventionen.

IMCO-konventionen reglerar föroreningar från fartyg. Konventionen slutdiskuterades i oktober 1973 i London. Konventionen reglerar genom fem annex föroreningar genom olja, kemikalier, toalettavfall och skräp av olika slag. Inom vissa känsliga innanhav gäller hårdare bestämmelser, t. ex. för Östersjön (inkl. inloppet upp till en linje mellan Skagen och Göteborg).

Helsingfors-konventionen omfattar hela Östersjön samt inloppet till Östersjön, upp till linjen Skagen–Göteborg. Staternas inre territorialvatten omfattas ej av konventionen. Konventionen undertecknades den 22 mars 1974 av ansvariga ministrar från de sju strandstaterna. I princip skall utsläpp av DDT och PCB förhindras. Större utsläpp av bl. a. kvicksilver, kadmium, tenn och koppar får inte ske utan tillstånd av nationell myndighet. Konventionen innehåller också bestämmelser för att förhindra föroreningar från fartyg samt förbjuder i stort sett dumpning. En kommission skall upprättas med tillhörande sekretariat som placeras i Helsingfors.

Paris-konventionen omfattar samma vattenområde som Oslo-konventionen. På svenska västkusten begränsas området därmed av en linje från Kullen över till den danska sidan. Konventionen omfattar allt vatten in till stranden. Konventionen öppnades för undertecknande den 12 juni 1974. Till skillnad från Helsingfors-konventionen omfattar Paris-konventionen endast landbaserade föroreningar. Utsläppsbegränsningarna är också något hårdare formulerade. Enligt konventionen skall utsläpp av bl. a. klorerade kolväten (DDT, PCB), kvicksilver, kadmium och vissa oljor elimineras. Nästa grupp av ämnen omfattar bl. a. tenn, koppar och arsenik. Även radioaktivt material omfattas av konventionen. En kommission skall upprättas, men sekretariatet skall vara gemensamt med Oslo-kommissionens.

En *svensk-dansk överenskommelse* för att skydda Öresund mot föroreningar undertecknades den 5 april 1974. Överenskommelsen reglerar i första hand tätorternas avloppsutsläpp. Som minimikrav föreskrivs längre gående rening än slamavskiljning. Inom områden med dålig vattenomsättning krävs biologisk och kemisk rening. Kraven skall vara uppfyllda senast inom fem år. Överenskommelsen föreskriver också effektiva åtgärder för att minska utsläpp från industrier. En svensk-dansk kommission har upprättats för att övervaka genomförandet av överenskommelsen.

I enlighet med dessa konventioner har Sverige stiftat lagar om åtgärder mot vattenförorening från fartyg allmänt och inom Östersjöområdet samt om förbud mot dumpning av avfall i vatten. Innehållet i dessa med anknytande förordningar behandlas i kapitel 3.

Mellan de nordiska länderna har också slutits en miljöskyddskonvention. Den innehåller regler om ömsesidigt hänsynstagande vid prövning av tillåtligheten av miljöskadlig verksamhet. Vederbörande myndigheter i varje land är enligt konventionen skyldiga att vid sådan prövning jämställa grannländernas miljöskyddsintressen med motsvarande intressen i det egna

landet. I konventionen slås också fast att den enskilde får samma rätt att skydda sig mot miljöskadlig verksamhet då den förorsakas av en anläggning i ett angränsande nordiskt land som då miljöskadan inträffar på grund av verksamhet i det egna landet.

5.4 Bilateralt samarbete m. m.

Vid sidan om samarbetet inom ramen för internationella organisationer och överenskommelser i form av konventioner bedrivs samarbete mellan två eller flera länder i en mängd olika, mer eller mindre formella, sammanhang. Sverige har avtal om olika former av samarbete med flera länder. Det gäller både relativt detaljerade samarbetsavtal där ämnesområden och samarbetsformer, t. ex. expertutbyte och gemensamma forskningsexpeditioner anges, men också mycket allmänt hållna avtal om informationsutbyte. Sverige har sådana avtal med DDR, Sovjetunionen och Ungern.

Utöver detta mera formella samarbete förekommer ständigt samarbete och informationsutbyte direkt mellan miljövårdsmyndigheterna i olika länder. Som ett exempel kan nämnas utbytet mellan statens naturvårdsverk och den amerikanska miljövårdsmyndigheten EPA av information, forskningsresultat m. m.

Sverige har också särskilda miljövårdsattachéer i några länder, bl. a. USA.

5.5 Miljöskyddet i utlandet

Det internationella miljövårdsarbetets resultat beror av de medverkande ländernas nationella miljövårdspolitik, i vilken utsträckning internationella överenskommelser och rekommendationer omsätts i nationell lagstiftning osv. Sammanställningar av miljöpolitikens utformning i länderna i världen eller i vissa regioner förefaller i stort sett saknas. Sådana sammanställningar skulle också på kort tid föråldras på grund av den snabba utvecklingen på detta område. Bl. a. inom ramen för ECE lämnar då och då medlemsländerna i monografier redogörelser för tillståndet på miljövårdsområdet. Sådana redogörelser har bl. a. ställts samman till ett sammanträde med ECE:s miljökommitté 1976. OECD, som ägnar stort intresse åt miljövårdsekonomi, bedriver en strikt praktiskt inriktad undersökning i syfte att ta reda på hur föroreningsavgifter kan användas på miljövårdens olika huvudområden, och om reglerings- och avgiftssystem kan kombineras. En första rapport om studien har publicerats. Följande översikt bygger i huvudsak på sådant material.

De olika länderrapporterna till ECE är av mycket varierande omfattning och kvalitet, men visar genomgående på ett intensivt lagstiftningsarbete på miljövårdsområdet. I så gott som samtliga rapporterande länder (flertalet av ECE:s medlemmar) har ny eller skärpt lagstiftning på något eller flera av miljövårdens områden införts under 1970-talet.

En strävan att samla reglering av olika miljövårdsfrågor i en övergripande miljöskyddslagstiftning gör sig gällande, liksom en önskan om en samlad

miljöadministration genom miljömyndigheter, ministerier eller samordningsorgan. Miljöskyddslagar av ramlagstyp rapporteras ha trätt i kraft eller hålla på att utarbetas i flera länder. För tillämpningen av sådan lagstiftning utnyttjas i en del fall och för vissa ämnen eller utsläppstyper generella, bindande normer och standards. I andra fall bygger lagtillämpningen främst på bedömningar i det enskilda fallet, ofta med ledning av vägledande standards och riktlinjer för utsläpp.

Särskilda bestämmelser har i stor utsträckning införts för reglering av svavelhalt i eldningsolja, utsläpp av bilavgaser samt blyhalten i bensin.

Den redovisade inställningen till generella normer varierar avsevärt. Storbritannien utgår t. ex. huvudsakligen från bestämning av individuella standards efter prövning i det enskilda fallet med ledning av vissa riktlinjer. Motiven härför är större flexibilitet och snabbare anpassning till teknikens utveckling än lagfästa standards medger. Österrike å andra sidan prioriterar arbetet med att fastställa emissions- och immissionsgränser.

Produktkontroll och avfallshantering har på en del håll utomlands liksom i Sverige reglerats under senare år. Lagar som nyligen trätt i kraft eller pågående lagstiftningsarbete på dessa områden redovisas av ett antal länder. Som exempel kan nämnas produktkontrollagstiftning i USA 1972, Belgien 1974 och Canada och Norge 1976, lag om hantering av kemiskt avfall i Nederländerna 1976 och om avfallshantering med betoning på återvinning i samma land 1977. Arbete med ny avfallslagstiftning rapporteras bl. a. även från Västtyskland.

Bland de styrmedel som redovisas intar regleringar och tillståndsprövning i olika former en central plats. Det samlade intrycket av de olika ländernas redogörelser är emellertid ett ökat intresse för avgifter. Även om sådana ännu inte fått någon vidare tillämpning, har flera länder planer på olika slag av föroreningsavgifter. Där sådana förekommer används de alltid i kombination med direkt kontroll genom t. ex. tillståndsprövning. OECD har i sin rapport betonat att avgifter och regleringar inte bör ses som alternativ till varandra, utan som komplement.

De existerande avgifternas huvudsakliga funktion är finansiering och kostnadsfördelning. Avgiftsmedlen återgår i många fall helt eller delvis till förorenarna som stöd till miljöskyddsåtgärder. De kan också användas för att finansiera offentliga miljövårdsåtgärder eller för att täcka kostnader för administration, forskning m. m.

Avgifter infördes tidigast på vattenvårdsområdet, medan avgifter på andra typer av miljöstörningar som luftföroreningar, buller, industriavfall m. m. har börjat tillämpas under de senaste åren.

Den franska vattenvårdspolitiken är i stor utsträckning baserad på avgifter, som kompletterar regleringarna. Sedan 1964 är Frankrike uppdelat i sex hydrografiska områden. Varje områdes styrande myndighet har till huvuduppgift att lägga upp och med hjälp av emissionsavgifter finansiera långsiktiga miljöskyddsprogram. Inkomna medel distribueras enligt planen till förorenarna för investeringar i reningsanläggningar m. m. Eftersom det skulle bli alltför komplicerat och dyrt att avgiftsbelägga varje typ av förorening begränsas avgifterna till de ämnen som är mest typiska för den totala föroreningen och lättast att mäta. Det betyder att det i huvudsak är syreförbrukande ämnen (mätt som biokemisk och kemisk syreförbrukning),

suspenderande material och giftiga ämnen som avgiftsbeläggs. Därutöver studeras möjligheterna att avgiftsbelägga värmeutsläpp. De utsläppta mängderna uttrycks i ett gemensamt mått: personekvivalenter, vilket representerar det genomsnittliga dagliga utsläppet per innevånare i området.

Nederländerna har ett liknande system, men använder avgiftsmedel enbart för finansiering av kollektiva reningsanläggningar som byggs och drivs av regionala eller lokala vattenvårdsmyndigheter – vattenstyrelser. Dessa lyder under provinsstyrelserna som ansvarar för vattenvården i sina respektive områden. Huvudvattenvägarna, Rehn, Meuse och de större kanalerna samt havet – de nationella vattnen – står däremot direkt under regeringens kontroll, som tar in avgifter och fördelar dem till förorenarna som stöd till vattenvårdsinvesteringar. Avgiftssystemet är knutet till tillståndsprövning av utsläpp. Dess huvudsyfte är finansiering av vattenvårdsåtgärder, men anses också har en viss styrfunktion. Industrier som genom miljöskyddsåtgärder pressar ner föroreningsinnehållet i sina utsläpp under de för branschen genomsnittliga kan nämligen erhålla sänkning av avgiften.

Kommunala utsläpp mäts i termer av kemisk syreförbrukning och uttrycks i personekvivalenter. För industriutsläpp beräknas olika utsläppskoefficienter för olika slag av industriell aktivitet. Industriernas avgifter tas ut med en viss summa per personekvivalent, multiplicerad med koefficienten för den aktuella industrin. Avgifterna i Nederländerna är tre till fem gånger högre än i Frankrike. Avgiften per personekvivalent varierar mellan vattenstyrelserna. Dessa betalar avgift till regeringen för sina utsläpp i nationella vatten.

Lagstiftning om detta avgiftssystem trädde i kraft 1971, och började tillämpas av en vattenstyrelse 1972. Nu omfattar det i stort sett samtliga vattenstyrelser.

Som nämnts har avgiftsanvändningen nått längst i fråga om utsläpp i vatten. De avgifter på luftföroreningar som tillämpas gäller svaveldioxid, men utgår då inte på själva utsläppen, utan avser svavelinnehållet i bränslet. Norge tillämpar svavelavgifter sedan 1971 och Nederländerna sedan 1972. Den norska avgiften är låg, mellan 0,02 och 0,12 Nkr per liter beroende på svavelhalt, och dess effekt som incitament kan enligt OECD:s studie knappast urskiljas. Avgiftsmedlen används inte direkt för föroreningsbekämpning, utan flyter in till statskassan.

Även de nederländska avgifterna är låga. De gäller svavelinnehållet i allt bränsle, såväl olje- som kolbaserat, och är avsedda för finansiering av administrations- och kontrollkostnader, kompensation för irreparabla skador av luftföroreningar, i undantagsfall stöd till företag som råkar i svårigheter på grund av luftvårdslagens krav samt till forskning och utveckling.

Nederländernas lagstiftning ger möjlighet till avgiftsbeläggning även av andra slags luftföroreningar. Liksom i fråga om avgifter på avfall och buller och utsläpp i vatten är avgiftssystemet knutet till tillståndsprövning i olika former. Någon längre erfarenhet av systemet finns inte. Lagarna har kommit till under de senaste åren, och har formen av ramlagstiftning, som fordrar ytterligare beslut och mer detaljerade regler för att tillämpas. De ger t. ex. inte närmare anvisningar om avgiftsberäkning o. d. I fråga om luftvårdsavgifter anges att avgifterna skall grunda sig på utsläppens kvantitet och/eller kvalitet och om så behövs på utsläppssätt. Dessutom skall de årligen avpassas efter de förväntade utgifterna för kollektiva luftvårdsåtgärder. Liknande beräknings-

grunder anges för avgifterna på övriga miljövårdsområden.

Forskning pågår också på olika håll för att få fram avgifter som kan tillämpas på alla de viktigaste föroreningstyperna. Forskningen omfattar också metoder att väga olika föroreningstyper mot varandra med hänsyn till deras bidrag till miljöskadorna. Avsikten är också att ange utsläppsmängder per område så att lokal föroreningskoncentration hindras.

Bulleravgifter kommer enligt OECD-rapporten att i stigande grad ses som ett nödvändigt komplement till regleringar, främst som ett sätt att skaffa medel för lokala bullerskyddsåtgärder. Som exempel anges den passagerar-avgift som tas ut av Paris' flyghamnsmyndigheter. Tokyo har ett relativt nytt avgiftssystem, baserat på de olika flygplanens bullernivå och Nederländerna har sedan 1975 lagstiftning om bulleravgifter på såväl flyg- som vägtrafik. Också industribuller kan avgiftsbeläggas. Avgifter kan tas ut av flygplats- och väghållare och industriägare och skall så långt möjligt fördelas efter vars och ens bidrag till bullret inom ett visst område. Också bullrande utrustning av olika slag kan avgiftsbeläggas, främst motorfordon och maskiner. Avgiften kan läggas på olika punkter i kedjan från tillverkare till användare. Tillverkning, import, lagring, försäljning, annat tillhandahållande, transport och användning av bullrande utrustning kan göras avgiftspliktig.

OECD diskuterar i sin studie avgifter på avfall och anser att avgifter på avfall som medför särskilt svåra problem eller som kan återanvändas i stället för förstöras kan förutses. Det framhålls att finansieringsavgifter för klart identifierbara ämnen som olja eller avfallstyper som är särskilt skrymmande kan vara lämpliga. Som exempel anförs den västtyska skatten på avfallsoljor som används för att finansiera insamling, återvinning och kvittblivning av sådana oljor.

Också den nederländska lagstiftningen om kemiskt avfall och hantering av annat avfall innehåller föreskrifter om avgifter. De avses finansiera genomförande och administration av lagen, rapportsystem rörande kemiskt avfall m. m. Avgifterna kan tas ut av de auktoriserade hanterare av avfall, som blir de enda som tillåts ta hand om avfall. Dessutom kan produkter som ger upphov till kemiskt avfall avgiftsbeläggas.

PPP kommenteras i många av rapporterna och anges därvid vara ledande för fördelningen av kostnaderna för de miljövårdsåtgärder som beslutas. I flertalet fall tillämpas dock olika former av stöd (subsidier, förmånliga lån) till sådan industri som varit i verksamhet då respektive regleringar införts. Statligt stöd till kommunala insatser är också vanligt. Från bl. a. Österrike framhålls att statligt stöd krävs då förorenaren inte kan identifieras och att därför statligt stöd lämnas till kommunala miljöskyddsinvesteringar. Samma synsätt redovisas av Storbritannien i samband med ett omfattande program för restaurering av markområden. Bidragen används därvid även som inslag i regionalpolitiken, med närmast 100-procentiga bidrag i stödområden.

PPP innebär, som tidigare redovisats, att förorenaren skall svara för kostnaderna för de miljöskyddsåtgärder, som föreskrivs av miljövårdsmyndigheterna. De utsläppsavgifter som införts i en del länder innebär en viss utvidgning av kostnadsansvaret. Något generellt kostnadsansvar som tar sig uttryck i direkt ersättning till personer som lider personlig eller ekonomisk skada förekommer i allmänhet inte i OECD-länderna. Eventuell ersättning fastställs i det enskilda fallet av domstol i skadeståndsmål och liknande.

Japan utgör ett undantag genom ett administrativt system för kompensation. Sedan 1974 reglerar en lag om kompensation för föroreningsrelaterade hälsoskador mycket detaljerat till vem och för vad kompensation skall utgå. Kortfattat innebär reglerna att människor som under viss tid vistats inom vissa preciserade områden och som angripits av någon av sju angivna sjukdomar (fyra med anknytning till luftföroreningar och tre med anknytning till tungmetaller i vatten) kan förklaras för "legitimerade offer" med rätt till ersättning i förhållande till grad av invaliditet. Ersättningarna betalas ut av lokala myndigheter med medel från en särskild organisation, dit förorenare i vissa områden erlägger avgifter.

I Japan är också kompensation genom privata förhandlingar mellan förorenare och drabbade vanliga. Dels kan exploatörer förhandla om ersättning för ekonomiska skador med dem som kan väntas bli berörda av en industri- eller vägutbyggnad e. d. Dels kan förhandlingarna gälla ersättning för redan inträffade skador, och då kan det röra sig om såväl ekonomiska skador som hälsoskador. Denna typ av förhandlingar kräver dock en stark organisation av de drabbade.

Enligt en OECD-rapport om japansk miljövårdspolitik är dessa former för kompensation vanligare än de juridiska former för skadestånd som dominerar i övriga OECD-länder.

6 Miljöproblem och miljöpolitik

6.1 Inledning

Föroreningar av olika slag påverkar i större eller mindre utsträckning människors välfärd. Det är därför i och för sig inte förvånande att det ibland uttrycks önskemål om att alla föroreningar skall bringas att upphöra. Av flera skäl är detta dock inte praktiskt möjligt.

Det kan föreligga rent *tekniska hinder,* dvs. det finns inte någon process- eller reningsteknik som gör någon fullständig rening av de aktuella utsläppen möjlig. Alternativet att helt upphöra med produktionen ligger utanför ramen för denna genomgång. Vidare kan *ekonomiska hinder* stå i vägen, även om en fullständig utsläppsreduktion i och för sig är tekniskt möjlig. Tillgänglig teknik kan ställa sig så dyr att ingen vill köpa den producerade varan, som måste kunna bära hela eller en del av reningskostnaderna. Möjligheterna att övervältra dessa kostnader på konsumenterna genom högre priser på produkterna är beroende av marknadens struktur. För ett monopolföretag är det lättare än för ett enskilt företag på en marknad med konkurrens, där kanske konkurrenterna av någon anledning (t. ex. belägna i utlandet) inte behöver genomföra samma grad av rening.

Även om det är tekniskt och ekonomiskt möjligt att genomföra en fullständig rening kan det slutligen finnas *lönsamhetshinder.* Härmed menas att kostnaderna för en viss reduktion överstiger den nytta (intäkt) som utsläppsreduktionen ger upphov till. Det kan nämligen mycket väl vara så att nyttan av att avlägsna t. ex. 75 procent av en förorening väl uppväger kostnaderna för att göra det. För de resterande 25 procenten däremot kan krävas ytterligare insatser av sådan omfattning att kostnaderna överstiger nyttan av att bli av med dessa 25 procent. Föroreningsreduktionen mellan 75 och 100 procent är då olönsam.

Hur långt elimineringen av föroreningar kommer att drivas, beror på vilka regler som gäller i miljöpolitiken. En typ av regler kan vara förbud mot alla föroreningar som ger biologiska effekter på ekosystemen, och som inom viss tid inte neutraliseras genom naturens självreningsförmåga. Ytterligare utsläpp i vissa sjöar, skulle t. ex. med dessa regler komma att förbjudas, medan okrossbara flaskor även fortsättningsvis skulle kunna kastas i naturen. En annan typ av regler kan leda till att t. ex. glasflaskor förbjuds medan utsläpp i vissa sjöar får fortsätta. Några en gång för alla givna, objektiva regler finns inte, eftersom miljöpolitikens mål inte är absolut formulerade. Innebörden i dessa beror av värderingar och därav följande

politiska beslut. Hur den faktiska miljöpolitiken kommer att bedrivas beror därför på de rådande värderingarna, vilka uppenbarligen kan skifta från tid till annan.

6.2 Miljöpolitik. En kort återblick

Omsorgen om miljön är ingalunda någon ny företeelse. Sålunda berättar sägnen att när den forngrekiska staden Priene skulle byggas fastslog de officiella teckentydarna vid soluppgången stadsplanen för att tillgodose ljusförhållandena på offentliga platser och för att få den rätta lutningen på stadens dräneringssystem.

Städerna har emellertid i allmänhet under århundradena inte varit några idylliska boplatser. Sammangyttrade byggnader, avsaknad av avloppssystem och bristfällig renhållning skapade dåliga hygieniska förhållanden, som ytterligare försämrades under den industriella utvecklingen. Då växte städernas befolkning i snabb takt, samtidigt som industrianläggningar av olika slag bidrog till att försämra miljön genom utsläpp till luft och vatten. Linné, som på 1700-talets mitt gjorde en resa genom Europa, skrev om Hamburg att "lorten stod i dikena och staden luktade som ett avträde".

Industrialiseringen medförde också i Sverige hygieniska och liknande problem, och en del förordningar för att reglera dem infördes. Så t. ex. förbjöd 1852 års fiskeristadga utsläpp av sågspån från sågverken, då detta medförde att vattendragen dämdes upp. I den år 1874 tillkomna hälsovårdsstadgan föreskrevs att kommunalnämnden skulle uppmärksamma att inte fabriker eller andra näringar anlades eller drevs så att de medförde risk för arbetares eller kringboendes hälsa.

År 1932 kom en vattenföroreningsfråga upp i en motion i riksdagens andra kammare. Analyser lades fram som fastställde sambandet mellan å ena sidan utsläpp från en sulfitfabrik och å andra sidan växtförändringen i vattnet samt fiskdöd. Motionen förordade kraftiga åtgärder mot förorenaren. Med hänvisning till att, trots föroreningarna, industrins berättigande inte fick glömmas avslogs motionen.

En av svårigheterna med att då skapa en bred opinion mot miljöförstöringen låg i att människorna som direkt berördes av miljöskadan ofta på något sätt också var ekonomiskt beroende av den miljöstörande verksamheten. Vidare kämpade människorna i första hand med att tillgodose de grundläggande behoven av mat, kläder och bostad. Dagens läge är, åtminstone i Sverige, något annorlunda. I dagens Sverige inriktas intresset alltmer på andra behov. Ett av dessa är behovet av en god yttre miljö.

Miljöproblem är således inte heller några nya företeelser. Under de senaste årtiondena har dock miljödebatten av flera skäl intensifierats. Ett viktigt sådant är på många håll i världen befolkningsökningen och den allt större koncentrationen till stora tätorter. Även för svenskt vidkommande har inflyttningen till tätorterna inneburit ökade punktbelastningar på miljön. Här har också den ökade konsumtionsstandarden medfört ett ökat tryck på miljön. Vidare har produktionstekniken under lång tid varit miljöslösande, främst på grund av att användningen av miljöfaktorerna, till skillnad från

övriga produktionsfaktorer som arbetskraft och maskiner, inte medfört någon kostnad för användarna.

Ytterligare ett skäl är de väsentligt förbättrade kunskaperna om föroreningars påverkan på miljön och att dessa kunskaper fått en allmän spridning. De grundläggande materiella behoven har också täckts för flertalet människor i vårt land, vilket lett till ökat intresse och ökade resurser för att konsumera mera av god miljö. Slutligen har människors möjlighet att protestera mot negativ miljöpåverkan avsevärt förbättrats, även i de fall den som protesterar t. ex. är anställd vid ett miljöpåverkande företag. Nedläggning av ett företag drabbade förr den enskildes ekonomi mycket hårt. Dagens arbetsmarknadspolitiska åtgärder med omskolnings- och flyttningsbidrag, arbetslöshetsförsäkring m. m. lindrar i viss utsträckning de ekonomiska konsekvenserna för den enskilde och förbättrar därmed också hans möjligheter att protestera mot miljöpåverkan.

Vilka slutsatser kan då dras av de här uppräknade faktorerna när det gäller inriktningen av miljöpolitiken?

Med begränsning till svenska förhållande kan sägas att om befolkningens storlek överhuvudtaget skall påverkas detta knappast låter sig göra genom miljöpolitiska åtgärder. Miljöeffekterna av att människor bor och arbetar inom koncentrerade tätorter utgör däremot en viktig faktor vid beslut om regional utveckling.

Att ökad konsumtionsstandard kan medföra ökade mängder föroreningar är intimt sammankopplat med den produktionsteknik och det sätt att konsumera som råder. Reglering av varje individs konsumtion av varje vara är omöjlig. Däremot kan konsumtionsstandarden indirekt påverkas genom ökad styrning av *hur* varor produceras och konsumeras.

Ökade kunskaper om miljön och dess reaktioner kan medföra ökad hänsyn och varsamhet från människornas sida samt leda till att miljöproblem uppmärksammas och kan behandlas på ett tidigare stadium. Miljöforskning och information är här relevanta medel att driva miljöpolitik.

Med hänsyn till de orsakssammanhang som här kortfattat berörs kan ett antal viktiga inslag i miljöpolitiken identifieras. Hit hör påverkan på produktion och konsumsumtion, forskning och informationsspridning, skapande av möjligheter att utnyttja miljön (för friluftsliv, rekreation, vetenskapliga ändamål etc.) samt av möjligheter att opponera mot dålig miljö.

6.3 Miljö och ekonomi

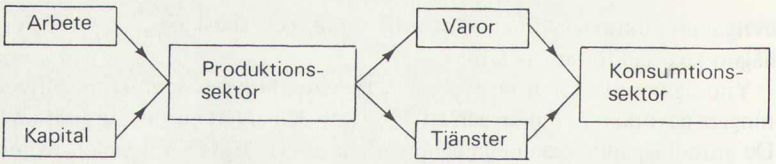
Ett sätt att enkelt presentera hur vårt ekonomiska system fungerar kan vara följande:

Varor och tjänster produceras inom produktionssektorn med hjälp av produktionsfaktorerna arbete och kapital. Inom konsumtionssektorn konsumeras slutligen dessa varor och tjänster.

På flera punkter är dock denna beskrivning ofullständig.

1. Även miljö- och naturresurser[1] används som produktionsfaktorer.

[1] Naturresurser innefattar även energi.



Figur 6.1 Begränsad beskrivning av samspelet mellan produktion och konsumtion.

2. Miljöresurser konsumeras också inom konsumtionssektorn.
3. Både produktions- och konsumtionssektorn genererar restprodukter.
4 I de fall restprodukterna inte återvinns kan de negativt påverka olika miljöresurser.

En fullständigare beskrivning av skeendet i vårt ekonomiska system bör således ta hänsyn även till dessa faktorer. I figur 6.2 ges en utvidgad beskrivning av samspelet mellan produktion, konsumtion och miljö.

Enligt denna mer utvidgade beskrivning produceras varor och tjänster inom produktionssektorn med hjälp av arbete, kapital samt olika miljövaror och naturresurser. Inom konsumtionssektorn används förutom dessa varor och tjänster även olika miljövaror. Restprodukter, som kan påverka miljövarorna negativt, produceras i både produktions- och konsumtionssektorn.

Vikten av de naturresurser som används i den löpande produktionen motsvarar vikten av de varor och restprodukter som levereras av produktionssektorn. Detta innebär att den del av vikten som inte blir varor blir restprodukter. Varorna blir dessutom förr eller senare restprodukter från konsumtionssektorn. Med tanke på materialcirkulationen kan det därför sägas vara oegentligt att tala om slutlig konsumtion. Det som händer är att materialet i form av varor stannar olika lång tid inom konsumtionssektorn, men lämnar den förr eller senare. De restprodukter som överlämnas till miljön benämns föroreningar, medan övriga restprodukter kan uppdelas i avfall och returprodukter.

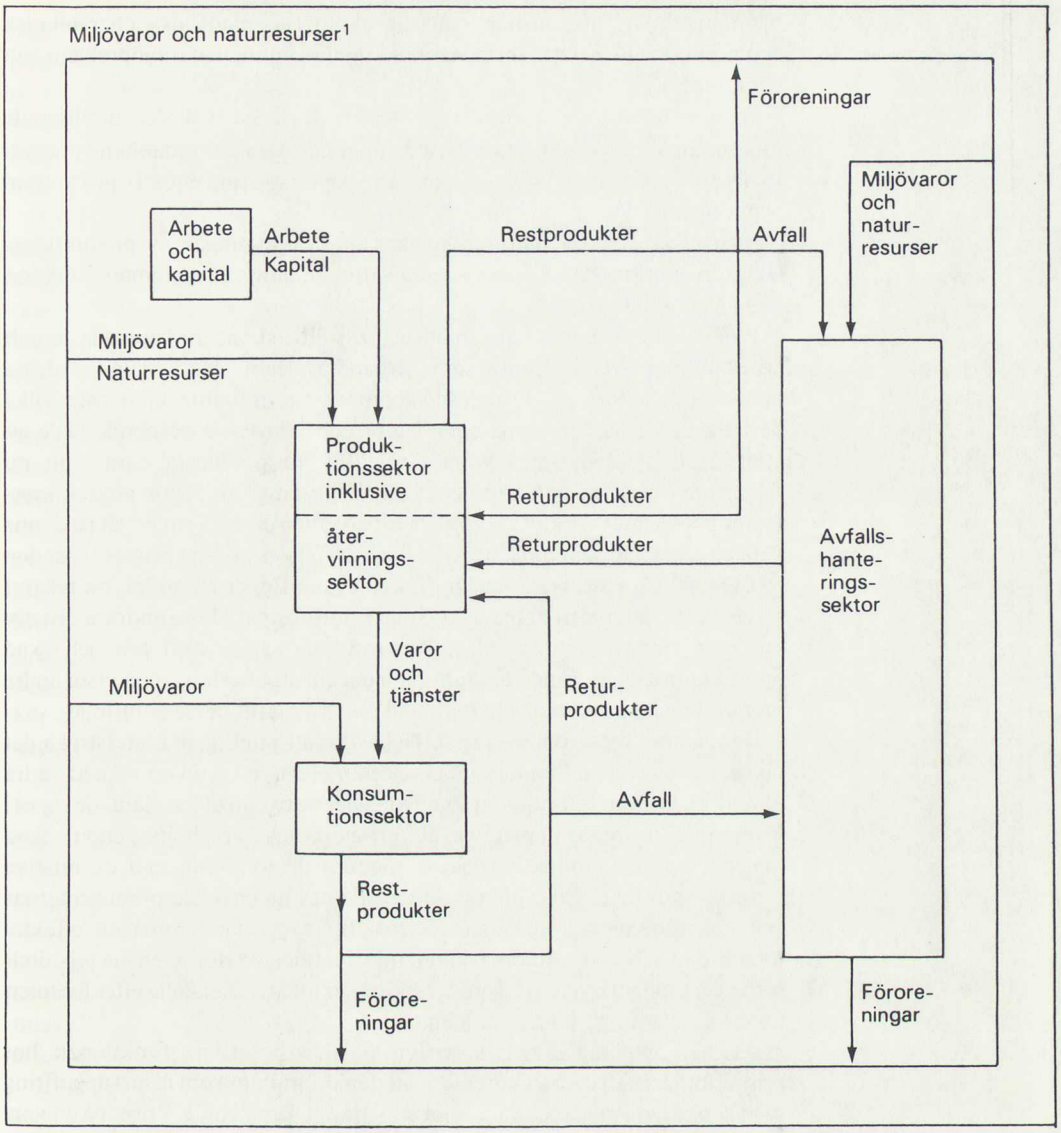
Med *restprodukter* menas här sådana produkter som inte längre i egenskap av produkter ger innehavaren någon direkt fysisk nytta, t. ex. utrangerade maskiner, gamla tidningar och tomma engångsförpackningar. Restprodukterna kan uppdelas i föroreningar, avfall och returprodukter.

Med *föroreningar* menas sådana restprodukter som restproducenten med eller utan tillstånd överlämnar åt naturen (utan att ersättning härför betalas av restproduktsproducenten).

Med *avfall* menas sådana restprodukter som restproduktsproducenten inte finner det lönsamt att sälja eller själv använda och som han måste betala för att få omhändertagna.

Med *returprodukter* (t. ex. ihopbuntade tidningar och ur avfall magnetseparerat skrot) menas sådana restprodukter som restproduktsproducenten inte själv kan använda men som han kan sälja eller göra sig kvitt utan kostnad.

Som figur 6.2 visar används miljövaror av produktionssektorn (inklusive återvinningssektorn), konsumtionssektorn samt avfallshanteringssektorn.



[1] Naturresurser innefattar även energi.

Figur 6.2 Utvidgad beskrivning av samspelet mellan produktion, konsumtion och miljö.

Alla dessa sektorer producerar dessutom föroreningar av olika slag. Vidare framgår att *ett sätt* att minska åtgången av miljövaror och naturresurser samt produktionen av föroreningar i vissa fall kan vara att öka graden av återvinning, dvs. säkerställa att restprodukterna i högre grad också blir returprodukter.

Ekologer har givit kunskap om samspelet i naturen. Medicinare och biologer har påvisat att restprodukter i form av föroreningar kan skada människor och djur. Tekniker har utarbetat metoder för att minska och innehålla föroreningar. I detta betänkande analyseras emellertid miljöpro-

blemen primärt inte utifrån vare sig ekologisk, medicinsk eller teknisk synpunkt. I stället riktas intresset mot kopplingen mellan miljöproblem och ekonomi.

I en ekonomi av svensk typ med i de flesta fall decentraliserade produktions- och konsumtionsbeslut fungerar i vissa sammanhang prissystemet som ett styrorgan för att uppnå en i någon mening effektiv produktion och konsumtion.

Med utgångspunkt från den begränsade beskrivningen av produktions- och konsumtionssektorn kan i vissa sammanhang prissystemets funktion sägas vara följande.

Producenterna köper kapitaltjänster och arbetskraft av kapitalägare och arbetare mot en ersättning som förhandlas fram. Med hjälp av dessa produktionsfaktorer producerar sedan producenterna varor och tjänster vilka de i sin tur säljer. Priset på dessa varor och tjänster är beroende både av efterfrågan på dem samt kostnaderna för att producera dem. Om nu tillgången på en viss vara minskar, t. ex. på grund av att någon produktionsfaktor blir svår att anskaffa, kommer vid en given efterfrågan priset på denna vara att stiga. De som fortsätter att köpa varan trots prisstegringen anser den fortfarande värd sitt pris, medan de som avstår finner att andra, nu relativt sett billigare, alternativ är mer prisvärda. Efterfrågan på dessa andra alternativ kommer därmed att öka, vilket kan resultera i både ökat pris och ökad produktion. Denna ökade produktion leder till att efterfrågan på vissa andra produktionsfaktorer ökar med en höjd ersättning till dessa som följd.

Denna effektbeskrivning kan förlängas för att ytterligare understryka det faktum att en första förändring i ekonomin oftast leder till en mängd andra förändringar. Den information som i föregående exempel fortplantade sig ut i ekonomin via prissystemet var att priset på en vara höjts genom ökad knapphet på en produktionsfaktor. Genom de förändringar i de relativa priserna som detta gav upphov till påverkades de enskilda producenternas och konsumenternas agerande i syfte att ånyo åstadkomma en effektiv produktion och konsumtion. Genom informationsöverföringen via prisrörelserna verkade prissystemet som ett styrorgan för att säkerställa effektiviteten i produktionen och konsumtionen.

Av helt avgörande betydelse för att den beskrivna funktionen hos prissystemet skall vara av intresse är att den information om resursuppoffring som lämnas via priserna svarar mot ett verkligt förhållande. Priset på en vara kan sägas utgöra ett mått på den uppoffring som sker i olika led fram till dess att konsumenten köper varan. Om alla uppoffringar registreras och påverkar prissättningen på varan innebär detta att ingen förlorar på att någon köper en vara, dvs. alla uppoffringar kompenseras. För konsumenten räcker det med att betala ett totalt pris för varan som täcker alla uppoffringarna. Han behöver emellertid inte ha kännedom om vilka uppoffringar som skett eller vem som gjort dem. Ersättningen (priset) lämnas nämligen automatiskt ut där uppoffringar gjorts.

Av den utvidgade beskrivningen av samspelet mellan produktion och konsumtion framgår att såväl produktions- som konsumtionssektorn utnyttjar skilda slag av miljöresurser. Samtidigt släpps från båda sektorerna ut restprodukter direkt till naturen. Om denna användning av miljön innebär en uppoffring för någon eller för samhället som helhet, och ersättning härför inte

lämnas av användarna och får ingå i varans pris ger detta pris inte korrekt information om de totala uppoffringarna. Därmed försämras prissystemets styrande och kompenserande egenskaper. Miljöproblem av skilda slag är exempel på fall då prissystemet inte vidarebefordrar korrekt information. Prissystemet måste därför kompletteras och korrigeras med miljöpolitiska medel, som t. ex. regleringar eller avgifter.

Miljöproblemen är ofta exempel på vad som benämns negativa externa effekter. En negativ extern effekt föreligger då ett eller flera företags produktion och/eller en eller flera individers konsumtion försämrar produktionsvillkoren för övriga företag och/eller levnadsstandarden för andra individer utan att betalning erläggs av den eller dem som åstadkommer effekten.

Företaget som släpper ut vatten- och luftföroreningar kan påverka både levnadsstandarden hos individer och produktionsmöjligheterna hos andra företag. Om utsläppen sker inom lagens ram, utgår i flertalet fall ingen ersättning till dem som drabbas. Miljöskyddslagens ersättningsbestämmelser medger ersättning endast om den olägenhet som miljöstörningen orsakar "är av någon betydelse och bara i den mån den ej skäligen bör tålas med hänsyn till förhållandena i orten eller till dess allmänna förekomst under jämförliga förhållanden". [2]

Bilisten som genom sin bils avgassystem bl. a. släpper ut bly och genom dess motorljud skapar buller påverkar också omgivningen kring de vägar han kör på, utan att han för den skull behöver ta någon ekonomisk hänsyn till detta.

Företaget och bilisten i exemplen behöver således i sitt agerande i huvudsak endast ta hänsyn till de företagsekonomiska (eller privata) kostnaderna i sina kalkyler. För samhället som omfattar såväl företaget och bilisten som alla dem som påverkas av företagets och bilistens miljöstörningar, gäller däremot att alla kostnader måste räknas in i den samhällsekonomiska kalkylen oavsett vem som får betala dem. Sambandet mellan privatekonomiska kostnader, samhällsekonomiska kostnader och negativa externa effekter kan förenklat[3] beskrivas enligt följande: samhällsekonomiska kostnader = privatekonomiska kostnader + värdet av negativa externa effekter.

Den samhällsekonomiska kostnadskalkylen används emellertid sällan som underlag vid prissättning o. dyl. Skälen härtill är flera. Det finns uppenbara problem då det gäller att fastställa värdet av de externa effekterna. I många fall är inte ens de rent fysiska effekterna kartlagda. Därmed ges inte möjlighet att värdera dem. Utnyttjandet av ett prissystem är också förenat med kostnader som varierar mellan olika varor. Så t. ex. skulle kostnaderna för att prissätta och utkräva betalning för de negativa effekterna (om de kan beräknas) till följd av nedskräpning i naturen bli enorma. Hela naturen skulle behöva bevakas för att den som skräpade ner verkligen skulle få betala en ersättning som svarade mot värdet av de negativa effekterna. Någon entydig äganderätt till i första hand vatten och luft finns inte heller. Detta innebär att det inte är klart vem som skall kräva ersättning för utnyttjandet av miljöresurserna och vem som skall ta emot ersättningen. Som exempel kan tas svavelutsläpp från förorenare på kontinenten. Med vindarna förs mycket härav till Sverige, där det bidrar till försurningen av mark och vatten.

[2] ML § 30.

[3] Här bortses t. ex. från att vissa skatter inte är kostnader i samhällsekonomisk mening.

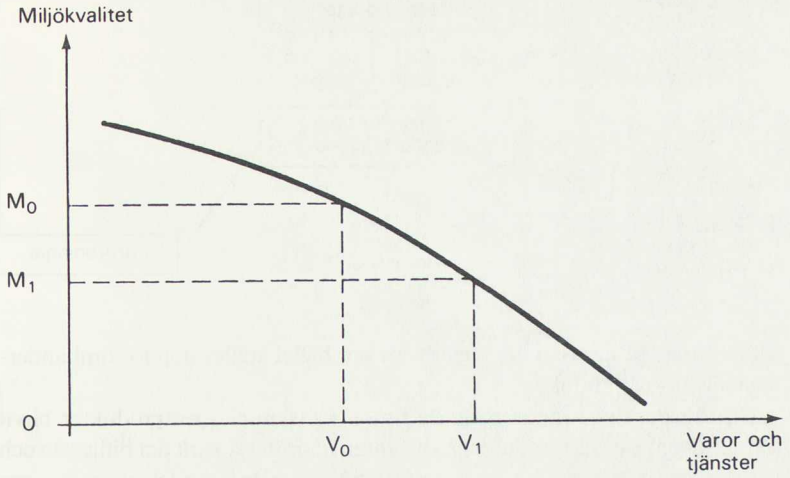
Begreppet externa effekter ger dock en fingervisning om inom vilka områden arbete bör bedrivas för att större samstämmighet skall kunna nås mellan de privata och samhällsekonomiska kalkylerna. I kapitel 8 diskuteras problemet med att kartlägga och värdera de negativa externa effekterna, medan i kapitel 9 främst behandlas olika möjligheter att korrigera de privatekonomiska kalkylerna.

6.4 Konsumtion och välfärdsmått

I den begränsade beskrivningen av sambandet mellan produktion och konsumtion är konsumenternas välfärd helt beroende av den mängd varor och tjänster som produktionssektorn producerar och sänder vidare till konsumtionssektorn. Ett mått som anger värdet på de varor och tjänster som produceras under en viss period speglar därmed också i denna förenklade version konsumenternas sammanlagda välfärdsnivå. Ökar värdet av de producerade varorna och tjänsterna (vid fasta priser) kan således också konsumenternas sammanlagda välfärdsnivå sägas öka eftersom någon konsument kan få flera (eller bättre) varor och/eller tjänster utan att någon annan får färre. Här bortses från möjligheten att den som får oförändrad varumängd upplever en relativ försämring även om läget absolut sett är oförändrat. Bruttonationalprodukten (BNP) mäter värdet av alla varor och tjänster som produceras i ett land under ett år. BNP-måttet säger emellertid ingenting om vad som produceras och varför. Bakom två lika stora värden på BNP kan dölja sig helt olika kombinationer av varor och tjänster. I ett fall kan det t. ex. finnas företag som förorenar och företag som "städar upp" efter de förorenande företagen, medan det i ett annat fall kan finnas företag som inte förorenar och istället för "städföretag" företag som anlägger och vårdar rekreationsanläggningar o. dyl. Dessa två produktkombinationer kan ge samma BNP utan att ge lika stor välfärd. Värdet av BNP ger således en mycket dålig uppfattning om välfärden. Påståendet att miljöförstöring ger upphov till ett ökat värde på BNP och därmed kanske den paradoxala situationen att ökat BNP ger lägre välfärd kan sålunda vara riktigt i en del fall. Det är emellertid inte alltid hållbart. I en ekonomi med fullt kapacitetsutnyttjande innebär en ökad åtgång av resurser inom miljövårdsområdet att resurser tas från ett annat område. Att resurserna skapar större tillskott till BNP inom miljövårdsområdet än inom det alternativa området är dock inte heller alltid givet.

I den mer utvidgade beskrivningen av sambandet mellan produktion och konsumtion visades dels att såväl varor och tjänster som miljöresurser konsumeras, dels att restprodukter i form av föroreningar från produktionen och konsumtionen går till miljön. När produktion och/eller konsumtion av varor och tjänster medför negativ påverkan på miljön, föreligger det därför ett motsatsförhållande mellan önskan om mer varor och tjänster och om bättre miljö.

Som figuren visar får en ökning av varuproduktion från V_0 till V_1 till följd att miljökvaliteten sjunker från M_0 till M_1. Mätt med BNP-mått ger ökningen från V_0 till V_1 utslag i form av ett högre BNP-värde. Om detta är en grov indikation på om konsumenterna fått det bättre eller sämre beror emellertid



Figur 6.3 Det kan finnas ett motsatsförhållande mellan mer varor och god miljö.

helt och hållet på hur kombinationen M_0, V_0 värderas jämfört med kombinationen M_1, V_1.

Ännu finns dock inga välutvecklade metoder för att registrera konsumenternas värderingar av skilda miljökvaliteter. Det leder därför ofta till att BNP-måttet, som kan ses som ett kapacitetsmått, missbrukas och anges vara ett välfärdsmått, trots att det inte inkluderar alla välfärdskomponenter[4] och trots att det inte säger något om vad för slags varor och tjänster som produceras.

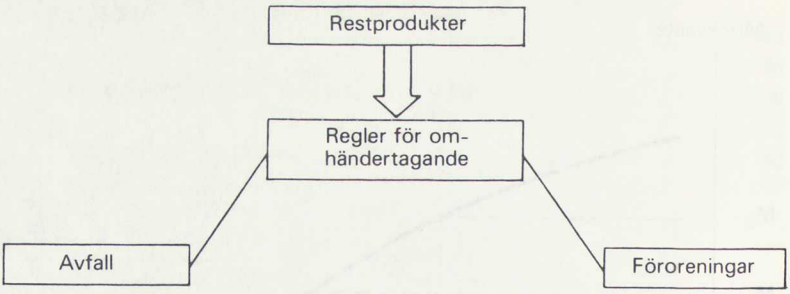
Figur 6.3 visar på det förhållandet att en större varukonsumtion ger upphov till större miljöstörningar än en mindre varukonsumtion. Detta innebär att de som konsumerar många varor och tjänster medverkar till större miljöstörningar än de som konsumerar färre varor och tjänster. Då det är rimligt att anta att ett visst samband föreligger mellan konsumtionsnivå och inkomst följer att det finns ett samband mellan inkomst och miljöstörning. Förenklat kan detta samband uttryckas som att höginkomsttagare genom sin konsumtion ger upphov till större miljöstörningar än låginkomsttagare. Då det vidare är rimligt att anta att höginkomsttagare i större utsträckning än låginkomsttagare har möjlighet att välja mindre förorenade platser för bostäder och rekreation kan en skärpt miljöpolitik innebära ett ökat tryck mot varukonsumtionen samtidigt som mindre föroreningsmängder också ger låginkomsttagaren bättre möjligheter att vistas i en mindre förorenad miljö.

6.5 Miljöpolitikens kostnader och intäkter

Produktions- och konsumtionsaktiviteter ger ofta upphov till att restprodukter bildas. Dessa restprodukter kan, som tidigare påpekats, delas upp i avfall, föroreningar och returprodukter.[5] Skillnaden mellan avfall och föroreningar är att avfallets omhändertagande medför kostnader för restproducenten, medan denne gratis får göra sig kvitt den del av restprodukterna som här kallas föroreningar. Hur restprodukterna delas upp i avfall och

[4] Såsom t. ex. boende-, fritids- och arbetsmiljö.

[5] Returprodukterna behandlas dock inte vidare i detta avsnitt.



Figur 6.4 Avfall eller förorening? Reglerna avgör.

föroreningar bestäms av de regler som samhället ställer upp för omhändertagande av restprodukter.

Om inga regler funnits hade de flesta (kanske alla) restprodukter blivit föroreningar. För restproduktsproducenten hade detta varit det billigaste och bekvämaste sättet att bli kvitt restprodukterna. Införandet av regler om hanteringen av restprodukter innebär ett ökat kostnadsansvar för restproducenten – ett ansvar som skärps i takt med att andelen avfall ökas på bekostnad av andelen föroreningar. Den totala kostnaden som drabbar samhället till följd av att restprodukter bildas består av följande delkostnader:

a) *kostnader för att förhindra utsläpp* av föroreningar.[6] Häri ingår kostnaderna för att innehålla föroreningar, t. ex. olika reningsanordningar samt de kostnader som uppkommer då det bildade avfallet skall tas om hand.
b) *kostnader för att förhindra att skador uppkommer* genom det utsläpp av föroreningar som äger rum, t. ex. rostskyddsmålning.
c) *kostnader till följd av* att föroreningsutsläpp orsakar *skador*. Dessa kostnader kan bestå av t. ex. försämrad hälsa, förstörda material, försämrade betingelser för flora och fauna osv.

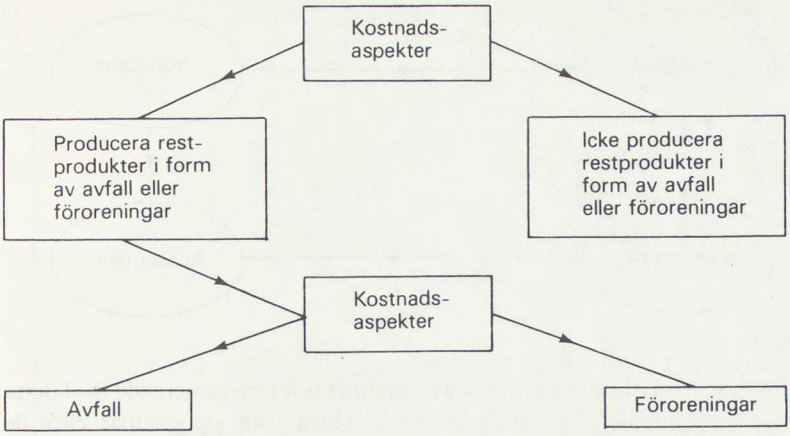
För en given mängd producerade restprodukter (denna mängd kan ändras genom ändrad produktionsstorlek, ändrad teknik osv) gäller det att minimera kostnaderna för att ta hand om dessa restprodukter. Detta behöver inte innebära att mängden föroreningar bringas till noll. En kostnadsminimering kan mycket väl medföra att vissa restprodukter får bli föroreningar. Det gäller sådana fall där kostnaderna för att förhindra utsläpp är större än kostnaderna för att förhindra skador plus kostnaderna till följd av att skador faktiskt sker.

De två centrala frågorna i detta sammanhang är hur samhället kan försäkra sig om att dels rätt mängd restprodukter produceras, dels att den producerade mängden restprodukter fördelas rätt mellan avfall och föroreningar. (Observera att alternativet att inte producera restprodukter oftast medför kostnader av typ minskad produktion, ny produktionsteknik osv.).

Svaren på båda frågorna beror av de kostnader som olika alternativ medför, vilket illustreras i figur 6.5, liksom kopplingen mellan de båda problemområdena.

Som framgår av figuren bör beslutet att producera respektive inte producera restprodukter bl. a. bero på kostnaden för utsläpp av föroreningar. Fördelningen av restprodukterna mellan avfall och föroreningar beror också den bl. a. på kostnaderna till följd av utsläpp av föroreningar.

[6] För en mer detaljerad uppdelning, se avsnitt 6.7.



Figur 6.5 Kostnadsaspekter på olika alternativ.

Även om kostnaderna för att undvika att producera restprodukter (t. ex. genom att ändra produktionsteknik) och kostnaderna för att förhindra utsläpp av föroreningar (i de fall restprodukter verkligen produceras) inte är fullständigt kända, är dock kunskapen om dessa båda kostnadsposter betydligt större än kunskapen om kostnaderna till följd av att föroreningar släpps ut. I kapitel 8 skall emellertid dessa senare (miljöförstöringens kostnader) något närmare behandlas.

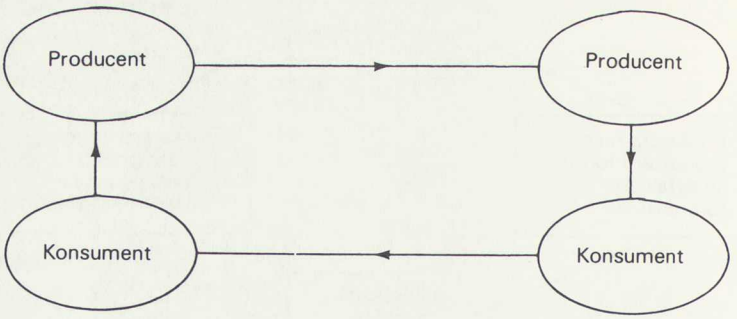
För att återgå till de båda frågorna kan sägas att om de olika alternativens kostnadskonsekvenser kan fastställas (på något sätt, i vissa fall delvis genom en politisk värdering) finns det förutsättningar för en riktig avvägning mellan att producera respektive inte producera restprodukter och en riktig uppdelning av restprodukterna i avfall respektive föroreningar. På vilket sätt de olika beslutsfattarna, producenter, konsumenter och myndigheter skall fås att fatta ur samhällets synvinkel önskvärda beslut i dessa frågor behandlas i kapitel 9, som tar upp problematiken kring olika styrmedel.

Det finns flera olika kostnadsposter som sammantagna utgör miljöpolitikens kostnader (miljövårdens kostnader är alltså endast en del av dessa). Emellertid ger en miljöpolitik inte enbart upphov till kostnader utan även till intäkter. Återställning av tidigare förstörd miljö samt skapandet av nya "miljövaror" kan t. ex. förbättra rekreationsmöjligheterna, öka möjligheterna att studera fauna och flora osv. Sådant är att betrakta som några av miljöpolitikens intäkter. Minskad miljöförstöring leder till att kostnaderna härför minskas, vilket i en kalkyl över miljöpolitiken räknas som en intäkt.

För att kunna avgöra om en viss förändring i miljöpolitiken är önskvärd måste således de miljöpolitiska kostnaderna och intäkterna av den kartläggas.

6.6 Miljöpolitik, externa effekter och olika marknadsformer

I avsnitt 6.4 definieras begreppet negativa externa effekter. Det finns emellertid också positiva externa effekter. Familjer som har ett välhållet hus



Figur 6.6 Externa effekter kan skapas av och drabba såväl producenter som konsumenter.

och vacker trädgård kan även glädja grannar och förbipasserande med detta utan att familjen har möjlighet att avkräva vare sig grannar eller de förbipasserande ersättning för att de "konsumerar" denna synupplevelse. Positiva externa effekter föreligger således då ett eller flera företags produktion och/eller en eller flera individers konsumtion förbättrar produktionsvillkoren för övriga företag och/eller levnadsstandarden för andra individer utan att ersättning erläggs av den eller dem som tillgodogör sig dessa effekter.

Förutom att externa effekter kan indelas i positiva och negativa kan de även indelas efter vem som skapar effekterna och vem som påverkas av dem. Med exempel från miljöområdet och negativa externa effekter exemplifieras denna indelningsgrund.

Negativa externa effekter kan skapas av en producent och påverka andra producenter. Företaget som släpper ut vattenföroreningar i ett vattendrag kan påverka produktionsvillkoren hos företag som är beroende av rent vatten från samma vattendrag.

Negativa externa effekter kan skapas av en producent och påverka konsumenter. Företaget som släpper ut vattenföroreningar i ett vattendrag kan påverka levnadsstandarden hos individer som använder samma vattendrag för rekreationsaktiviteter såsom bad och fiske.

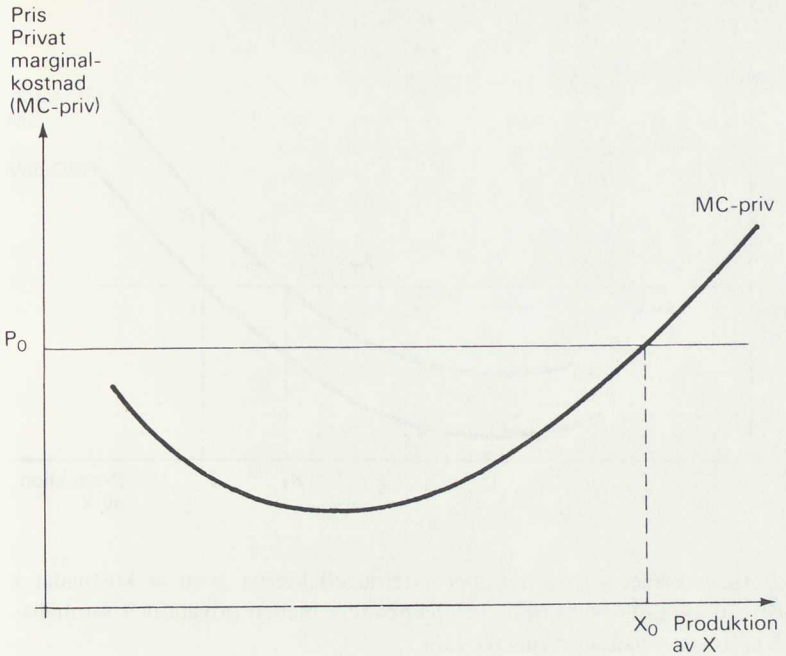
Negativa externa effekter kan skapas av en konsument och påverka andra konsumenter. Den individ som kastar en tom flaska på en strand kan påverka levnadsstandarden hos individer som använder samma strand som badstrand.

Negativa externa effekter kan skapas av en konsument och påverka en producent. Den individ som kastar en flaska i en åker kan påverka produktionsvillkoren för det jordbruksföretag som odlar åkern.

Dessa samband illustreras i figur 6.6

Externa effekter kan oftast ses som en biprodukt till någon aktivitet. Så t. ex. är företagens målsättning inte att producera föroreningar utan varor och tjänster.

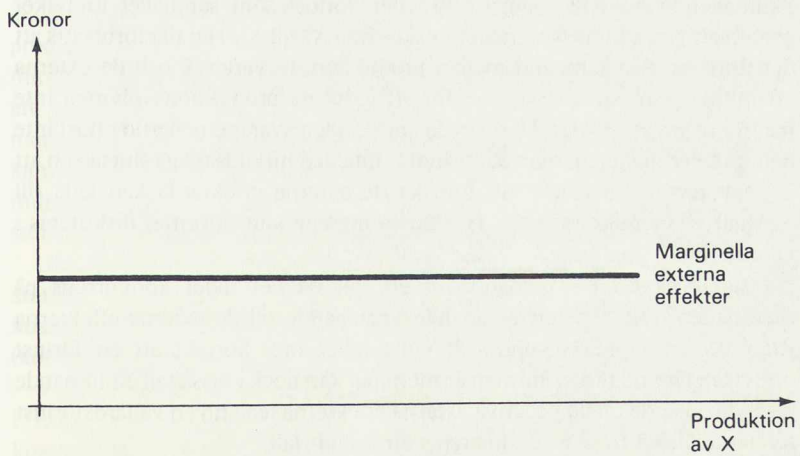
I avsnitt 6.3 nämndes att värdet av de externa effekterna ibland kan utgöra ett grovt mått på skillnaden mellan en privatekonomisk och en samhällsekonomisk kalkyl. De negativa externa effekterna ingår bland kalkylens kostnader och det är klart att om kostnaderna underskattas, finns det tendenser till att verksamheten blir för stor. Detta illustreras i figurerna 6.7, 6.8 och 6.9. I figur 6.7 visas hur det enskilda företaget avpassar sin produktion på en marknad med konkurrens där priset är givet och inte kan påverkas av



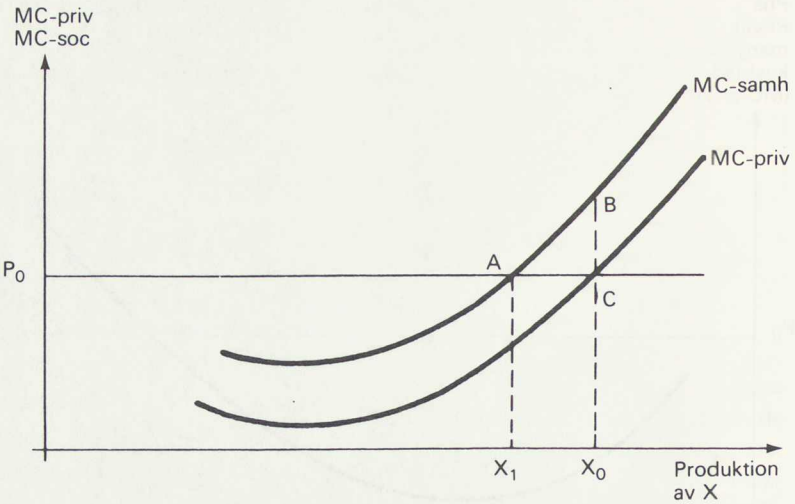
Figur 6.7 Anpassning av det enskilda företagets produktion.

det enskilda företaget. Priset, dvs. intäkten per försåld enhet, antas vara P_0. Kostnaden per producerad enhet anges av marginalkostnaden, som inledningsvis antas minska för att sedan åter öka.

Som figur 6.7 visar väljer det enskilda företaget att producera mängden X_0 enheter. Företaget väljer *inte* att producera mindre, eftersom produktionskostnaderna på alla lägre nivåer understiger priset. Företaget väljer inte heller att producera mer, ty till höger om X_0 överstiger produktionskostnaderna varans pris. Nu antas att produktionen av varan X ger upphov till negativa externa effekter. Sambandet mellan produktion av X och värderingen av de negativa externa effekterna antas vara sådant att varje producerad enhet av X ger upphov till lika stora externa effekter. Detta hindrar dock inte att varje producerad enhet av X kan ge upphov till olika föroreningsmängder, mätt i t. ex. kilo.



Figur 6.8 Sambandet mellan produktion av X och värdet på de marginella negativa externa effekterna. Varje producerad enhet av X ger upphov till lika stora externa effekter.



Figur 6.9 Fastställandet av den samhällsekonomiskt riktiga produktionsstorleken

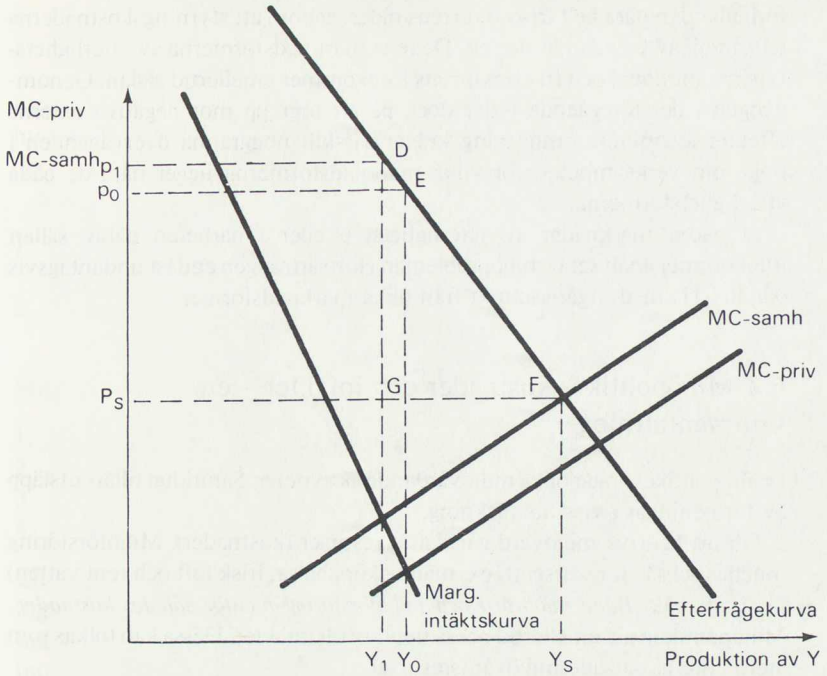
Eftersom värdet av de negativa externa effekterna även är kostnader i samhällsekonomisk mening, och sambandet mellan privata och samhällsekonomiska kostnader angetts vara:

privata kostnader + externa effekter =
= samhällsekonomiska kostnader

kan figur 6.7 och 6.8 kombineras för att den samhällsekonomiskt riktiga produktionsstorleken skall kunna fastställas.

I figur 6.9 konstrueras MC-samh. på så sätt att till MC-priv. läggs värdet av de marginella externa effekterna enligt figur 6.8. Det framgår då att den produktionsvolym som är samhällsekonomiskt lönsam är mindre än den företagsekonomiskt lönsamma. Till höger om X_1 är nämligen de samhällsekonomiska kostnaderna större än intäkterna (varans pris). Produktionsvolymen $X_1 - X_0$ ger samhället en förlust motsvarande ytan ABC eftersom kostnaderna i samhällsekonomisk mening för att producera $X_1 - X_0$ är hela ytan under MC-samh., medan intäkterna anges av ytan under P_0-linjen. Skillnaden, ytan ABC, anger alltså den förlust som samhället undviker genom att produktionsvolymen minskas från X_0 till X_1. Här har förutsatts att det finns ett fast samband mellan produktion av varan X och de externa effekterna, samt att ingripandet för att reducera produktionsvolymen inte medför några kostnader. Dessa båda antaganden svarar emellertid oftast inte helt mot verkligheten, men detta ändrar inte den huvudsakliga slutsatsen att ingrepp för att på något sätt minska de externa effekterna kan leda till samhällsekonomiska vinster. Hur dessa ingrepp kan utformas diskuteras i kapitel 9.

I figurerna 6.7–6.9 redogörs för ett fall då det råder konkurrens på marknaden. Det konstateras att hänsynstagande till de externa effekterna leder till en samhällsekonomisk vinst (eller mer korrekt att en förlust undviks). Om marknadsformen är monopol kan dock i vissa fall ett liknande hänsynstagande till de negativa externa effekterna leda till en välfärdsförlust för samhället. I figur 6.10 illustreras ett sådant fall.



Figur 6.10 Monopol och externa effekter.

Vid bestämmning av pris och kvantitet tar monopolföretaget hänsyn till marginalintäktskurvan och den privatekonomiska marginalkostnadskurvan (MC-priv), vilket ger produktionsvolymen Y_0. Om hänsyn också tas till de externa effekterna blir den samhällsekonomiska marginalkostnadskurvan (MC-samh) avgörande, och produktionsvolymen reduceras till Y_1. Detta leder emellertid till en välfärdsförlust för samhället beroende på att samhällets kostnader inklusive de externa effekterna för att producera kvantiteten $Y_1 - Y_0$ är ytan under MC-samh. Samhällets intäkt utgörs av vad konsumenterna är beredda att betala för produkten, vilket svarar mot ytan under efterfrågekurvan. Vid produktionsvolymen Y_0 är samhällets intäkter högre än de samhällsekonomiska kostnaderna (E högre än F). Den samhällsekonomiskt riktiga produktionen är istället Y_S till P_S. En reduktion av produktionen från Y_0 till Y_1 leder till en förlust för samhället, dvs. en minskning av intäkterna som motsvarar ytan GDEF. Anledningen härtill är att monopolet i sig liksom de externa effekterna utgör en störning av marknaden. Om försök görs att eliminera enbart den sistnämnda störningen kan det i vissa fall leda till att samhället totalt sett gör en förlust genom det miljöpolitiska ingripandet. Detta gäller då de externa effekterna är av måttlig storlek.

Olika marknadsformer kan också ha betydelse för styrningskostnadernas storlek. Om det endast finns ett företag, (monopol), måste rimligtvis dessa kostnader i de flesta fall vara mindre än då det finns många företag (konkurrens).

Vid monpolistiska marknadsformer kan sålunda störningar av marknaden i form av miljöpolitiska ingrepp medföra att de samhällsekonomiska kostnaderna totalt sett ökar. Detta kan också riskeras på marknader, där

förhållanden nära helt fri konkurrens råder, genom att styrningskostnaderna då kan bli av betydande storlek. De rena marknadsformerna av ytterlighetstyperna monopol och fri konkurrens förekommer emellertid sällan. Genomgången i det föregående tyder dock på att ingrepp mot negativa externa effekter av mindre omfattning kräver särskilt noggranna överväganden i fråga om verksamheter, för vilka marknadsformerna ligger nära de båda ytterlighetsformerna.

Eftersom marknader av ytterlighetstyp eller i närheten därav sällan förekommer analyseras miljöproblemen i fortsättningen endast undantagsvis (kapitel 11) med utgångspunkt från olika marknadsformer.

6.7 Miljöpolitik – kostnader och intäkter – en sammanfattning

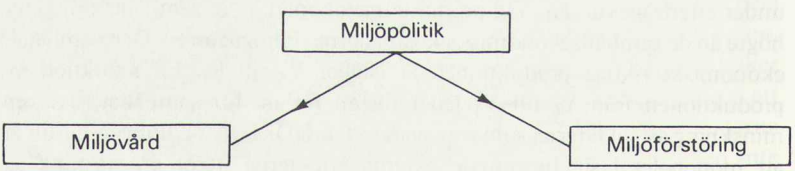
I miljöpolitiken ingår olika miljövårdande aktiviteter. Samtidigt tillåts utsläpp av föroreningar i viss utsträckning.

För att bedriva miljövård går det åt resurser (kostnader). Miljöförstöring innebär också att resurser (t. ex. människors hälsa, frisk luft och rent vatten) tas i anspråk. *Både miljövård och miljöförstöring medför således kostnader.* Miljöpolitiken ger emellertid också upphov till intäkter. Dessa kan tolkas som återbäring på satsade miljövårdsresurser.

En viss miljöpolitik medför således en viss mängd miljövårdskostnader, miljövårdsintäkter samt kostnader till följd av fortsatta utsläpp (miljöförstöringskostnader).

Miljövårdskostnaderna kan delas upp i sex olika delkostnader.

1. Kostnader för att kontrollera och reglera utsläpp
2. Kostnader för att innehålla utsläpp
3. Kostnader för att forska, undervisa och informera
4. Kostnader för att återställa (restaurera) miljövaror



Figur 6.11 Miljöpolitik – miljövård – miljöförstöring.



Figur 6.12 Miljöpolitiken medför såväl kostnader som intäkter.

5. Kostnader för att skapa nya miljövaror
6. Kostnader för att bevara miljövaror.

Delkostnad 1, 2 och 3 som kan betecknas som miljöskyddskostnader kan i huvudsak sägas utgöra kostnader för att minska miljöförstörningens kostnader.

Miljöförstöringens kostnader kan delas upp i två poster.

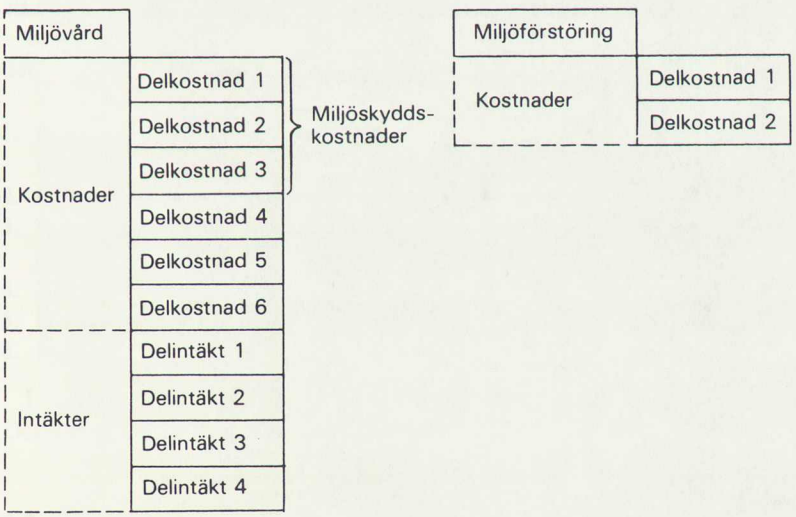
1. Kostnader för att förhindra att skador uppstår till följd av de utsläpp som äger rum.
2. Kostnader till följd av att skador uppstår genom de utsläpp som äger rum.

Miljövårdens intäkter kan delas upp i fyra delintäkter.

1. Minskade miljöförstöringskostnader på grund av minskat utsläpp
2. Ökad välfärd till följd av att miljövaror restaurerats.
3. Ökad välfärd till följd av att miljövaror nyskapats.
4. Ökad välfärd till följd av att miljövaror bevarats.

Eftersom minskade miljöförstöringskostnader till följd av minskat utsläpp ingår som en bland flera intäkter i miljövårdskalkylen, kan den miljöpolitiska målsättningen formuleras som ett maximeringsproblem (att maximera intäkterna) med en restriktion, nämligen att de marginella kostnaderna för miljövårdspolitiken inte får överskrida de marginella intäkterna.

Miljövårdens kostnader behandlas utförligare i kapitel 7 och miljöförstöringens kostnader i kapitel 8.



Figur 6.13 Miljöpolitikens kostnader och intäkter.

7 Miljövårdens kostnader och intäkter

7.1 Inledning

I föregående kapitel delades miljöpolitikens kostnader upp i två huvudgrupper, nämligen kostnader för miljövård och kostnader för miljöförstöring. Här studerades kostnaderna för miljövården närmare. Metoder för att fördela dessa kostnader behandlas också. Som utgångspunkt för genomgången har tagits dels principen att förorenaren skall betala, dels att kostnadsansvar inte retroaktivt skall utkrävas av någon, med undantag dock för fall där kostnaderna beror på en i något avseende olaglig verksamhet.

Möjligheterna att identifiera förorenare och att sedan också utkräva kostnadsansvar är centrala för en diskussion om fördelningen av miljövårdens kostnader. I de fall denna dubbla förutsättning för att principen om förorenarens kostnadsansvar skall kunna följas är uppfylld sägs förorenaren i det följande vara "åtkomlig". Att "komma åt" en förorenare innebär således att kunna både identifiera denne och utkräva kostnadsansvar.

Kostnaderna för miljövården kan hänföras till sex olika slag, delkostnader.

1. Kostnader för att reglera vilka och hur mycket restprodukter som får uppträda som föroreningar samt för att kontrollera att reglerna följs.
2. Kostnader för att förhindra utsläpp av föroreningar.
3. Kostnader för att bedriva forskning, undervisning och information kring olika föroreningars effekter.
4. Kostnader för att återställa förstörd miljö.
5. Kostnader för att skapa nya miljövaror.
6. Kostnader för att bevara miljövaror.

I detta kapitel behandlas de olika delkostnaderna något närmare. Dessutom diskuteras de intäkter miljövårdskostnaderna kan ge.

7.2 Delkostnad 1. Reglerings- och kontrollkostnader

Den första gruppen delkostnader består av kostnader för att reglera vilka restprodukter som får ta form av föroreningar samt för att kontrollera att reglerna sedan följs, dvs. kostnader för att ta fram och använda styrmedel av olika slag. Konkret innebär detta de kostnader som förorsakas av ansöknings-

förfarande, tillståndsprövning, anmälningsförfarande samt tillsyns- och kontrollverksamheten. Härtill kommer också kostnader för lagstiftningsarbete, utformning av riktlinjer o. dyl.

Som genomgången i kapitel 3 av gällande lagstiftning visar gäller för svenska förhållanden att ett stort antal författningar reglerar nyanläggning eller utbyggnad av miljöstörande verksamhet. I främsta rummet står miljöskyddslagen, som avser användning av fast egendom – mark, byggnad eller anläggning – på något sätt som kan skada miljön. Det gäller t. ex. utsläpp till vatten eller luft och störningar genom buller, ljus och skakningar.

Den centrala tillståndsmyndigheten är koncessionsnämnden för miljöskydd, som prövar ansökningar och ställer upp villkor för miljöstörande verksamhet med statens naturvårdsverk som sakkunnig remissinstans. Naturvårdsverket och länsstyrelsen kan emellertid ge dispens från kravet på tillståndsprövning. Därvid anger verket respektive länsstyrelse villkoren för verksamhetens bedrivande. I prövnings- och dispensärenden inhämtas även synpunkter från den eller de kommuner som är berörda. Naturvårdsverket, länsstyrelserna och i viss mån kommunerna svarar för tillsynen av lagens efterlevnad.

Som exempel på andra författningar som från miljösynpunkt reglerar nyanläggning eller utbyggnad av en verksamhet kan nämnas byggnadslagen, naturvårdslagen och hälsovårdslagstiftningen.

Beslutsfunktioner enligt byggnadslagen har kommun och länsstyrelse samt, då det gäller lokalisering av särskilt miljöstörande industri, regeringen som första instans. Beslut enligt naturvårdslagen fattas i huvudsak av länsstyrelsen. Vid beslut enligt såväl miljöskyddslagen som övriga författningar inhämtas oftast synpunkter från andra myndigheter på olika nivåer. Ett stort antal myndigheter medverkar därmed vid beslut rörande verksamheter som på ett eller annat sätt kan påverka miljön. Även om dessa myndigheter inte debiterar den sökande något har de insatta resurserna ett alternativvärde, vilket utgör kostnaden för insatsen i fråga.

Det är emellertid inte enbart myndigheterna som förorsakas kostnader, utan även de verksamheter som är föremål för reglering och tillsyn (företag m. fl.). I följande avsnitt diskuteras delkostnad 2, företagens kostnader för att förhindra utsläpp av föroreningar. Inom ramen för delkostnad 1 faller däremot de resurser som ett företag måste sätta in för att utarbeta en koncessions- eller dispensansökan. Dessa insatser utgör för företaget en direkt kostnad, till skillnad från de kostnader företaget förorsakar det allmänna genom att använda olika myndigheters resurser. Detta kan leda till att företaget, där så är möjligt söker utnyttja myndigheternas resurser. I stället för att sända in en fullständig och eventuellt alltför omfattande ansökan kan t. ex. ett förtag – sökanden – sända in den i ofullständigt skick för att därigenom få preciserat vilka uppgifter som krävs och sedan redovisa enbart dessa.

De totala kostnaderna för prövningsförfarandet kommer således att underskattas i den företagsekonomiska kalkylen om myndigheterna inte debiterar de sökande för sina resursinsatser. Detsamma gäller de totala kostnaderna för tillsyn och kontroll. I den samhällsekonomiska kalkylen måste däremot både myndigheternas kostnader och de företagsekonomiska kostnaderna räknas in. Med syftet att skapa underlag för samhällsekonomiskt

riktigare beslut hos företagen om produktinriktning, ansökningsförfarande etc., kan prövas om inte även myndigheternas kostnader bör föras in i den företagsekonomiska kalkylen. En annan konsekvens av att myndighetskostnaderna för t. ex. behandlingen av en ansökan eller tillsynen av en anläggning inte redovisas är att ökade uppgifter för myndigheterna (vidgad prövningsskyldighet o. dyl.) kan komma att förbises eller felbedömas. Om myndigheternas resurser inte svarar mot de ökade kraven finns risken att syftet med t. ex. skärpta bestämmelser inte uppnås, eller att andra uppgifter kommer att åsidosättas.

7.3 Delkostnad 2. Kostnader för miljöskyddsåtgärder

Den andra gruppen av kostnader utgörs av alternativvärdet av de resurser som tas i anspråk för att förhindra utsläpp, dvs. kostnader för reningsutrustning, processändringar, produktionsomläggningar o. dyl.

Vissa kostnader inom denna grupp kan tämligen lätt beräknas, t. ex. kostnaderna för reningsanläggningar. Andra, såsom samhällets kostnader till följd av t. ex. sysselsättningsändringar, är svårare att beräkna.

Enligt principen om att förorenaren skall betala, skall den som producerar föroreningarna stå för kostnaderna för att förhindra att dessa släpps ut. Subventionerna till de direkta kostnaderna för utrustning och installation innebär påtagliga avsteg från denna princip. I Sverige får kommunerna subventioner för rening av avloppsvatten. Under en övergångstid utgick subventioner även till miljöskyddsåtgärder inom sådan industri som redan var i drift då de nya miljöskyddskraven ställdes genom miljöskyddslagens tillkomst. F. n. utgår subventioner till viss avfallshantering samt i vissa fall vid satsning på oprövad miljöskyddsteknologi. Det finns också fall där kostnaderna för att förhindra utsläpp debiteras enligt regler som inte tar hänsyn till den enskildes (företag, hushåll osv.) faktiska bidrag till kostnaderna. Exempel på detta är avgifter för omhändertagande av avfall, särskilt hushållsavfall, vilka i viss utsträckning baseras på en enhetlig volym utan hänsyn till om denna volym utnyttjas fullt ut eller till avfallets sammansättning.

Subventioner av här angivet slag kan innebära att det i den privatekonomiska (företagsekonomiska) kalkylen inte tas hänsyn till de totala, samhällsekonomiska kostnaderna. När det gäller sysselsättningsproblem och de tidsbegränsade subventionerna till industrin kan subventionerna tolkas som att samhället för att undvika friställningar tar på sig vissa miljöskyddskostnader eftersom de skärpta reglerna införts vid en sådan tidpunkt att företagen inte rimligtvis kunnat ta in dem i sina kalkyler. Ett sätt att minska behovet av subventioner är att i mycket god tid fastställa vilka ändringar av utsläppsreglerna som kommer att ske. Detta ger förorenaren möjlighet att i sin planering ta hänsyn till dessa framtida kostnader. I vissa fall är detta dock inte möjligt, t. ex. vid nya forskningsrön som påvisar behov av snabba ändringar.

Subventioner till industrin kan, som nämnts, bl. a. tolkas som subventioner för att stödja sysselsättningen. En sådan omfördelning av kostnader

innebär inte att det miljöpolitiska målet påverkas om absoluta miljökrav, t. ex. utsläppsgränser, ställs upp. Subventioner är i stället en väg att nå uppställda sysselsättningspolitiska mål och utgör således ett alternativ till andra kostnader för t. ex. flyttning och omskolning.

Det vore önskvärt att ge restproduktproducenterna en riktigare uppfattning av de samhällsekonomiska miljöskyddskostnaderna vid utsläpp av avloppsvatten o. dyl. genom att övergå från ren kvantitetsdebitering till kombinerad kvalitets- och kvantitetsdebitering. Vid ändrade avgiftsmetoder måste emellertid en vägning göras mellan vinsterna av en effektivare prissättning och de ökade administrativa kostnaderna så att slutresultatet inte blir ökade totala kostnader.

7.4 Delkostnad 3. Forsknings- och informationskostnader

Den tredje typen av kostnader hänför sig till forsking, undervisning och information kring olika föroreningars förekomst och effekter.

Ett av motiven till att bedriva forskning med offentliga medel är att forskningsresultaten kan lämnas till allmän kännedom och användning. Eftersom resurserna för att ta fram forskningsresultaten redan är förbrukade innebär ett offentliggörande av dem inga kostnader utöver dem som är att hänföra till själva offentliggörandet. I stället kan en tillämpning av forskningsresultaten innebära samhällsekonomiska vinster. För ett privat företag, däremot, finns ofta anledning att inte lämna ut forskningsresultat utan ersättning, eftersom dessa är avsedda att användas av företaget för att täcka forskningskostnaderna genom tillämpning i verksamheten eller genom försäljning. Resultaten av den offentligt finansierade forskningen blir alltså som regel fria nyttigheter. Resultaten av den privatfinansierade forskningen används däremot ofta för att bygga upp "informationsmonopol", vars syfte bl. a. är att finansiera forskningen genom uttag av de skapade monopolvinsterna.

Ett annat motiv till att bedriva forskning med offentliga medel är att bryta det "sanningsmonopol" som kan uppstå om forskning sker enbart inom den privata sektorn. Det gäller här forskning för att göra det möjligt för myndigheterna att bedöma uppgifter från en producent om t. ex. egenskaperna hos en särskild produkt eller process.

Det finns således flera klara motiv till att bedriva forskning i samhällets regi. Finansieringen av denna forskning kan däremot diskuteras. Offentlig forskning för att bryta "informationsmonopolet" kan ge allmän tillgång till sådana kunskaper som metoder och teknik etc., vars användning medför samhällsekonomiska intäkter. Som exempel kan anföras forskning kring billig och effektiv reningsutrustning, energisnåla processer, återvinningsteknik. Till skillnad från de företagsekonomiska intäkterna av privat forskning, som förutsätts täcka forskningskostnaderna och tas ut genom tillverkning och försäljning av en produkt eller försäljning av licenser eller patent, utgör intäkterna av den offentliga forskningen inte intäkter i gängse mening. Dessa består i stället av det faktum att kunskap gjorts tillgänglig för allmänt utnyttjande. En finansiering av denna typ av forskning på traditionellt sätt över statsbudgeten synes inte på något avgörande sätt strida mot principen att

förorenaren skall betala.

När det gäller offentlig forskning för att bryta "sanningsmonopolet" kan i vissa fall andra finansieringsvägar vara motiverade. En väg att finansiera sådan forskning kan vara en direkt forskningsavgift som debiteras det aktuella företaget. Forskningsavgiften motiveras av att forskningsinsatsen här förorsakats av den produkt eller process som företaget avsett introducera. En finansiering av denna typ av forskning via en forskningsavgift synes således svara mot principen att förorenaren skall betala.

Miljövårdsforskningen i Sverige finansieras dels i stor utsträckning med offentliga medel, t. ex. via universiteten och naturvårdsverket, dels bedrivs forskning inom den privata sektorn, dels, slutligen, finns ett antal halvstatliga forskningsinstitutioner.

Som framgått av författningsgenomgången i kapitel 3 förekommer i någon mindre utsträckning också finansiering genom en typ av forskningsavgift. Enligt lagen om hälso- och miljöfarliga varor kan den tillverkare eller importör som inte fullgör sina åligganden att lämna uppgifter om sammansättning etc. av kemiska och liknande[1] varor ens efter särskilt föreläggande, i stället få bekosta erforderliga undersökningar som produktkontrollnämnden låter göra. Det betonas dock att ett sådant förfaringssätt endast tillgrips i sista hand. Då ett företag begärt responsum[2] beträffande en varas hälsofarlighet är det däremot regel att de undersökningar som bedöms nödvändiga sker på den sökandes bekostnad.

I den tredje delkostnaden ingår även kostnaderna för den undervisning i miljöfrågor, som bedrivs vid olika skolor, studieförbund osv. Kostnadsposterna är ersättning till lärare, lokalhyra, läromedel samt alternativvärdet av elevernas tid (t. ex. produktionsbortfall, när produktion av något slag är ett alternativ till studier i miljövård).

Undervisningen berör vanligen hela eller stora delar av miljövårdsfältet. Den kan visserligen delvis sägas vara en följd av tidigare och pågående föroreningsutsläpp, exploatering av naturvärden etc., men kan som helhet inte hänföras till någon eller några av dessa företeelser speciellt. En tillämpning av principen att förorenaren skall betala stöter bl. a. därför på flera olika problem, praktiska – som t. ex. identifiering av alla förorenare – legala – med hänsyn till att utsläpp och andra ingrepp i flertalet fall skett helt lagligt – samt administrativa – med hänsyn till mängden förorenare, från den enskilde nedskräparen till storemittenter av svaveldioxid m. m. Intäkterna av miljövårdsundervisningen kan uttryckas som höjd kunskapsnivå och ökad medvetenhet om problemen, vilket kan leda till större varsamhet och högre värdering av god miljö.

Den sista komponenten i delkostnad tre består av kostnaderna för information på miljövårdsområdet. Gränsen mellan undervisning och information kan i många fall vara flytande, men har här dragits mellan lärarledd information och annan information. Informationen kan syfta till antingen att förhindra förorening (t. ex. propaganda mot nedskräpning) eller att informera om inträffad förorening, såsom information om biocidbesprutning och information om s. k. svartlistning av kvicksilverkontaminerade sjöar. Intäkterna av dessa olika slag av information är dels minskad förorening (om informationen är effektiv), dels minskad risk för fysisk eller psykisk påverkan på människor genom kontakt med den aktuella föroreningen (t. ex. kvick-

[1] Rapporteringsskyldigheten avser inledningsvis särskilt hälso- och miljöfarliga varor, men förutses komma att utvidgas.

[2] Responsum = myndighets besked på begäran huruvida en vara är att anse som hälso- eller miljöfarlig.

silverkontaminerad fisk).

Då det gäller information för att förhindra nedskräpning kan naturligtvis ingen förorenare identifieras. Däremot kan potentiella sådana pekas ut, t. ex. användarna av en viss produkt och människor som befinner sig i en viss situation. Utredningen har i ett av sina tidigare betänkanden (SOU 1976:35, s. 215) Dryckesförpackningar och miljö, valt att föreslå en finansieringsprincip som innebär att en grupp potentiella förorenare får bekosta information mot förorening.

"Utredningen anser det som förut nämnts nödvändigt att särskilda ekonomiska resurser skapas för åtgärder mot nedskräpning. Bland dessa åtgärder ingår information rörande anti-nedskräpning. Den höjning och utvidgning av avgiften som utredningen föreslår har till syfte att utgöra det huvudsakliga underlaget härför. Detta är bl. a. motiverat av det i utredningens direktiv uttalade önskemålet att om möjligt låta förorenaren betala de kostnader han förorsakar. En tillämpning av principen att förorenaren skall betala kräver i och för sig dels att värdet av miljöpåverkan till följd av nedskräpningen kan bestämmas, dels att förorenaren kan pekas ut. Inget av dessa två grundläggande krav går dock här att uppfylla. Det enda som är känt är att vissa människor skräpar ner och att detta ger upphov till vissa olägenheter såsom skador, estetisk påverkan, osv. Självfallet kan en något mindre ambitiös men kanske mer realistisk ansats göras. Den kan innebära att samhället inriktar sig på att kostnader för att bedriva verksamhet mot nedskräpningen skall betalas av någon som använder potentiella skräpobjekt. Då det inte är känt vem som skräpar ner, kan en utväg vara att avgiftsbelägga hela den sektor vilken producerar potentiella skräpobjekt. Detta förefaller dock svårt, eftersom det mesta som produceras i princip utgör ett potentiellt skräpobjekt. Förpackningar av olika slag, dvs. inte enbart dryckesförpackningar, utgör dock den dominerande delen av de skräpobjekt som noterats i redovisade skräpräkningar. Utredningen har därför som tidigare nämnts övervägt möjligheten att införa en generell förpackningsavgift. På anförda skäl har dock en sådan avgift i det föregående avvisats.

Om vissa skräpobjekt skall avgiftsbeläggas, talar onekligen skäl för att välja ut det idag avgiftsbelagda dryckessortimentet. Det förtjänar dock påpekas att detta innebär att målsättningen att förorenaren skall betala inte helt uppfylls. Konstruktionen uppfyller enbart kravet att vissa individer – förorenare såväl som icke-förorenare – skall betala vissa kostnader."

För finansiering av information om inträffad förorening uppstår delvis samma problem som för delkostnad fyra, dvs. kostnader för att återställa förstörd miljö. Det gäller sådana fall då föroreningen är "historisk" och förorenaren okänd eller på annat sätt oåtkomlig.

Principen om att förorenaren skall betala är därför möjlig att följa främst i fråga om pågående förorening eller påverkan. Ett uttryck härför är den informationsskyldighet som åligger den som sprider bekämpningsmedel (SFS 1975:465, § 36).

7.5 Delkostnad 4. Återställningskostnader

Till återställningskostnader förs kostnader för att helt eller delvis återställa förstörd miljö. Hit hör således kostnader för sjörestaurering, sanering av oljeskador, återställning av grustäkter, bortstädning av skräp i naturen etc. Intäkterna av sådana åtgärder består främst i att skador på grund av olika

miljöstörningar försvinner eller minskas, varvid t. ex. en mångsidigare användning av de aktuella naturområdena blir möjlig (friluftsliv, vattentäkt m. m.), produktionsbortfall på t. ex. försurad skogsmark eller i försurade sjöar minskar.

Orsaken till att miljön förstörts och behöver återställas kan variera. En för länge sedan nerlagd industri, ett sjösänkningsföretag, ett känt eller okänt fartyg, mängden anonyma nedskräpare. Möjligheterna att kräva ut kostnadsansvar från förorenaren varierar därför avsevärt och är ofta små, för att inte säga obefintliga. En genomgång av några exempel kan belysa vilka vägar som står till buds.

Ansvaret för renhållningen utomhus åvilar i sista hand kommunerna, som alltså också måste svara för städning i naturen såsom upplockning av skräp o. dyl. Renhållningen längs de allmänna vägarna är vägverkets uppgift. Nedskräparna drabbas alltså i allmänhet inte av städningskostnaderna på annat sätt än övriga skattebetalare. (I de få fall en nedskräpare kan identifieras kan dock böter eller fängelsestraff utdömas. Vederbörande kan också åläggas att städa upp.) Utredningen har i betänkandet (SOU 1976:35) Dryckesförpackningar och miljö föreslagit en avgift på vissa potentiella skräpobjekt, nämligen dryckesförpackningar, som genomsnittligt utgör ca 1/5 av den totala skräpmängden. Avgiften skall enligt förslaget delvis användas för städning – återställande åtgärder – i naturen. Kostnadsansvaret har härigenom delvis lagts på köparna av vissa varor som lätt kastas som skräp i naturen i stället för på de "oåtkomliga" nedskräparna.

Försurningen av mark och vatten förorsakas av nedfall av svavel som härrör från såväl inhemska som utländska källor. En skatt på olja skulle t. ex. kunna betraktas som ett sätt att finansiera bl. a. den kalkning som utförs i syfte att återställa pH-värdet i en sjö eller motverka ytterligare försurning. Kostnaderna för kalkning kan föras dels till återställningskostnader – miljövårdskostnader, dels till miljöförstöringens kostnader som behandlas i följande kapitel. Genom en finansiering via oljeskatten skulle vissa av de potentiella förorenarna komma att krävas på kostnadsansvar, nämligen de inhemska förbrukarna, medan de utländska inte kan nås. En sådan skattekonstruktion innebär dock att samtliga användare – potentiella förorenare – erlägger skatten även om de på grund av rökgasrening, geografisk belägenhet eller annan användning av oljan inte bidrar till föroreningsutsläppen i landet.

Som ett tredje exempel kan anföras sanering efter oljeskada på grund av oljeutsläpp till sjöss. Här går det att identifiera de potentiella förorenarna, dvs. de som fraktar olja. Under vissa förutsättningar – partikelmärkning av oljelaster och barlastvatten – är det även möjligt att begränsa kretsen till de verkliga förorenarna. Genom lagen om ansvar för oljeskada till sjöss har som tidigare nämnts ett fartygs ägare strikt ansvar för skador på grund av oljeutsläpp, dvs. oavsett om utsläppet skett avsiktligt eller av misstag eller genom olyckshändelse.

Detta gäller såväl åtgärder för att förhindra skador som sanering. I de fall förorenaren är okänd eller av andra skäl inte kan krävas på ersättning svarar staten för huvuddelen av kostnaderna bl. a. genom bidrag till saneringskostnaderna till den eller de drabbade kommunerna.

Slutligen kan kostnaderna för restaurering av sjöar tas som exempel. Det

finns flera orsaker till att en sjö eller ett vattendrag nått ett sådant stadium av förorening att återhämtning inte eller endast på mycket lång sikt är möjlig. Vanligt är övergödning, dvs. alltför stor tillförsel av näringsämnen och organisk substans. Även sjösänkningar, t. ex. för att vinna åkermark, kan ha lett till starkt ökad igenväxning och syrebrist. Inte sällan kombineras dessa båda orsaker. Här möter återigen problemet att identifiera förorenaren och, om detta är möjligt, utkräva kostnadsansvar. Många gånger kan det t. ex. i fråga om sjösänkningsföretag, vara fråga om upprepade åtgärder under flera generationer. Företag som gjort utsläpp kan ha lagts ner osv.

Av de fyra anförda exemplen framgår att möjligheterna att finna ansvariga för denna typ av kostnader är mycket varierande. Det finns fall när det inte är möjligt att identifiera eller utkräva kostnadsansvar ens av potentiella förorenare och det finns fall då just de verkliga förorenarna är åtkomliga. Principen om att förorenaren skall betala (kostnaderna fördelas mellan dem som ger upphov till kostnaderna, alternativt dem som kan ge upphov – potentiella förorenare) är således särskilt svår och ibland omöjligt att följa i fråga om denna typ av kostnader. Här kan i stället en annan princip för kostnadsfördelning diskuteras, nämligen att de som får intäkt (nytta, ökad trivsel etc.) av den återställda miljön får svara för återställningskostnaderna. Detta kostnadsansvar kan i vissa fall tänkas få formen av direkt betalning av dem som drar nytta av den återställda miljön. En förutsättning härför är emellertid att de som inte betalar utestängs från nyttjandet. Betydligt vanligare är det fall då den återställda miljön utgör en kollektiv tillgång som vem som helst har nytta och glädje av utan att erlägga betalning. Kostnadsansvaret blir då en kollektiv angelägenhet och betalningen får erläggas över någon offentlig budget. Detta resonemang utvecklas ytterligare i kapitel 10.

Valet mellan dessa båda principer bestäms bl. a. av möjligheterna att komma åt förorenarna eller de potentiella förorenarna. Betydelse för valet har också rättvise- och effektivitetsaspekterna, som behandlas närmare i kapitel 9. Principerna kan också kombineras.

Rent allmänt kan sägas att den första principen främst är tillämplig på finansiering av återställningsåtgärder i framtiden till följd av framtida förorening. Tillstånd till vissa föroreningsutsläpp eller andra ingrepp kan t. ex. förenas med återställningsansvar. Sådana tankar förs fram i direktiven till de sakkunniga för översyn av miljöskyddslagstiftningen. Genom krav på återställningsåtgärder, knutna till exempelvis ett utsläppstillstånd, förs även denna typ av kostnader in i den företagsekonomiska kalkylen. I viss utsträckning kan då också en avvägning göras mellan satsning på förebyggande och återställande åtgärder. För finansieringen av återställningsåtgärder till följd av redan inträffad förorening eller annat ingrepp synes i de flesta fall valet begränsas till den andra principen – att kostnaderna fördelas bland dem som kan dra nytta (intäkt) av åtgärden. Skälet härtill är att förorenarna i allmänhet inte är åtkomliga. Flertalet utsläpp och ingrepp har skett helt lagligt t. ex. med tillstånd eller utan att tillståndskrav förelegat, och några återställningskostnader har inte krävts och kunnat tas med i kalkylerna. Förorenaren kan ha lagt ner verksamheten, e. dyl.

7.6 Delkostnad 5. Kostnader för nya miljövaror

Delkostnad fem består av kostnader för att skapa nya miljövaror som vandringsleder, campingplatser, bassängbad. Sådana nya miljövaror kan skapas av tre olika skäl.

Det första är då allmänt försämrad miljö genom förorening, exploatering e. dyl. gör det angeläget att med hänsyn till rekreation och friluftsliv skapa ersättning för på olika sätt förstörda områden eller ge invånarna i tätt befolkade områden möjligheter till friluftsliv inom rimligt avstånd. Rent praktiskt är det svårt att identifiera och fördela kostnaderna på dem som orsakat den allmänna miljöförstöringen. Liksom i fråga om återställningskostnader kan då möjligheten väljas att fördela kostnaderna på dem som har nytta (intäkt) av de nya miljövarorna. Också här rör det sig dock ofta om kollektiva varor i den meningen att betalning för användningen inte krävs eller kan krävas, varför kollektiv betalning över någon offentlig budget får väljas.

Ett annat skäl är att det föreligger en speciell negativ miljöpåverkan som kan göra det angeläget att skapa ett substitut. Ett exempel är anläggning av bassängbad som ersättning för en badsjö som måst överges på grund av förorening. Sådana situationer är principiellt av samma slag som i fråga om återställningskostnader. Det kan sägas att ett substitut skapas i stället för att t. ex. sjön restaureras. Möjligheterna att utkräva kostnadsansvar för en redan inträffad förorening av förorenaren/förorenarna är också här små, även om denna/dessa är kända, om föroreningen inte är resultat av ett olagligt förfarande. Då kan den kostnadsfördelningsprincipen tillämpas, som bygger på intäkterna av åtgärden. Gäller det däremot framtida utsläpp kan, som tidigare framhållits tillstånd till utsläpp eller andra ingrepp förenas med krav på återställning, eller, i detta fall, skapande av substitut.

Slutligen möjliggör den allmänna höjningen av välståndet att vissa miljövaror skapas utan att de är att betrakta som ersättningsvaror för allmänt försämrad miljö eller något speciellt, förstört objekt. Som exempel kan anföras elljusspår, konstfrusna isbanor, vandringsleder. I detta fall gäller, i motsats till de tidigare, att skapandet av nya miljövaror inte är ett resultat av tidigare/pågående miljöpåverkan. Någon möjlighet att hitta kostnadsansvariga bland förorenare föreligger därför inte. Kostnaderna får i stället fördelas på dem som har nytta (intäkt) av att de nya miljövarorna skapas. Samma restriktioner på möjligheterna att verkligen ta betalt av dem som har intäkter av de nya miljövarorna som i tidigare anförda exempel gäller här.

7.7 Delkostnad 6. Bevarandekostnader

Den sjätte gruppen utgörs av kostnaderna för att bevara miljövaror. Även den andra gruppen delkostnader kan ses som ett slags bevarandekostnader eftersom de är kostnader för att förhindra föroreningsutsläpp o. dyl. och därmed skydda och bevara miljön. Här avses emellertid främst avsättande av mark- och vattenområden. Bevarandekostnaderna utgörs av markens värde vid alternativ användning. Begränsningar i dispositionsrätten till en "privat"

vara (statlig, kommunal, enskild) görs till förmån för kollektiva intressen, "miljövaror" som landskapsbild, tillgång till strövområden, veterskapliga intressen osv. Kostnaderna i grupp 2 kan ses som kostnader till följd av inskränkningar i dispositionen av kollektiva varor (luft, vatten etc.).

De privata varorna mark, skog etc. har med sedvanerättens eller lagens hjälp fått drag av kollektiva varor. Genom allemansrätten får naturområden i begränsad utsträckning utnyttjas av allmänheten (för promenad, bärplockning etc.). Denna rätt är meningsfull endast så länge områdena finns och har en viss kvalitet. Lagstiftning för att bl. a. bevara innehållet i denna rätt har tillkommit och reglerar möjligheterna att särskilt avsätta viss mark till reservat och markägarens rätt till vissa typer av markutnyttjande. Vid sidan av hänsynen till friluftsliv, rekreation och landskapsupplevelse motiveras strävan att bevara naturområden av vetenskapliga och dokumentariska skäl. Som exempel kan nämnas bestämmelser i naturvårdslagen och lagen om bevarande av bokskog. Denna lagstiftning kan således sägas förstärka allmänhetens nyttjanderätt till annans mark – allemansrätten – samtidigt som ägaren till marken fråntas en viss del av den rätt han har enligt annan lagstiftning. Skogsbruk i allmänhet regleras t. ex. av främst skogsvårdslagen.

Som ett annat exempel kan väljas en grusfyndighet. Här kan det sägas föreligga risk för främst följande två miljöproblem. Dels påverkas grundvattentillgången om en grusfyndighet, t. ex. en grusås, exploateras, dels berörs landskapsbilden och kanske även vetenskapliga, dokumentariska intressen. I båda fallen innebär utnyttjandet av den privata varan grus genom grustäkt att kollektiva varor som grundvattnet och landskapsbilden påverkas.

Exemplen visar att vid bevarandet av miljövaror som skog, vatten och landskapsbild en konflikt kan uppstå mellan å ena sidan rätten att fritt använda privata varor och å andra sidan ett vidare miljöintresse där dessa varor ingår.

Inskränkningar i nyttjanderätten till privata varor kan leda till ekonomiska förluster för ägaren. Dessa förluster kan ses som miljövårdskostnader för att bevara vissa miljövaror. Hur dessa kostnader skall fördelas beror av politiska värderingar och beslut.

Enligt gällande naturvårdslagstiftning betalas i en del fall sådana miljövårdskostnader över offentliga budgetar. Ersättning kan t. ex. utgå då avsättandet av ett naturreservat medför intrång i pågående markutnyttjande[3] liksom i vissa fall när avverkning av bokskog vägras.[4a] Bidrag kan också utgå till föryngring och vård av bokskog.[4b] Om en markägare genom stängsel för att t. ex. hålla boskap inom ett visst område samtidigt hindrar allmänhetens tillgång till ett strövområde eller en strand kan han åläggas att anordna grind eller annan genomgång. För uppsättning och skötsel av grinden kan bidrag utgå.[5] Denna ersättning kan tolkas som en utgift för allemansrätten.

I de diskussioner om förutsättningar för ersättning som förts i samband med ändringar av bestämmelserna härom har, som framgår av författningsgenomgången, begreppet pågående markanvändning varit centralt. Den princip som följts har varit att sådana naturvårdsåtgärder som innebär intrång i pågående markanvändning skall vara ersättningsgrundande. Sådant intrång kan t. ex. föreligga när modern, starkt mekaniserad jordbruksdrift förbjuds till förmån för äldre, kostsammare metoder i syfte att i reservatform bevara ett

[3] 26 § naturvårdslagen (SFS 1964:822, ändr. SFS 1974:1025)
"Medföra föreskrifter enligt 8 eller 9 §" (avser naturreservat) "att pågående markanvändning avsevärt försvåras eller mark tas i anspråk är fastighetsägaren och innehavare till särskild rätt till fastigheten berättigade till ersättning av kronan för den skada de härigenom lida . . ."

[4a] 6 § lagen om bevarande av bokskog (SFS 1974:434)
"Vägras tillstånd till avverkning av icke utvecklingsbar bokskog och föranleder detta att rationellt skogsbruk avsevärt försvåras, är ägare av fastigheten och innehavare av särskild rätt till fastigheten berättigad till ersättning av staten för den skada de härigenom lider."

[4b] 8 §
"Meddelas föreskrift om åtgärd för att trygga återväxt enligt 5 § andra stycket, utgår bidrag av allmänna medel till kostnader för åtgärden."

[5] 30 § naturvårdslagen
"Har den som håller stängsel anordnat grind eller annan genomgång på grund av föreläggande enligt 17 §, är han berättigad att av kronan erhålla ersättning härför ävensom för underhåll av genomgången. Ersättning skall dock inte utgå, om det är uppenbart att stängslet endast avser att utestänga allmänheten från område där den eljest skulle ägt att fritt färdas.
Vad nu sagts skall äga motsvarande tillämpning, då på grund av föreläggande enligt 17 § övergång anordnats över dike.

visst odlingslandskap.

Från effektivitetssynpunkt, dvs. med hänsyn till måluppfyllelsen, saknar fördelningen av miljövårdskostnaderna betydelse i de fall tvingande bestämmelser säkerställer de miljöpolitiska målen, t. ex. absoluta förbud mot någon verksamhet eller beslut att undanta vissa utpekade områden från viss användning. Det enda som kan sägas i ett sådant fall är att om kostnaderna skall bestridas över någon kollektiv, begränsad miljövårdsbudget, kommer mindre resurser att satsas på andra miljövårdsåtgärder. Om motsvarande kostnader – oftast i form av uteblivna intäkter – skall bestridas av de olika markägarna, blir resultatet i stället minskad eller utebliven privat konsumtion eller sparande. En diskussion om principer för fördelning av kostnaderna för bevarandet av miljövaror blir således från effektivitetssynpunkt intressant främst då olika fördelningsprinciper leder till olika miljöpolitiska mål eller olika grad av måluppfyllelse. Detta synes kunna vara fallet då målen formulerats relativt. Beslut om bevarandeåtgärder kan väntas påverkas på olika sätt, om kostnadsansvaret ligger hos ett kollektiv, t. ex. staten, med begränsad budget för ändamålet eller hos den enskilde markägaren, främst i form av uteblivna intäkter.

7.8 Miljövårdens intäkter

På samma sätt som miljövårdens kostnader kan spaltas upp i ett antal delkostnader kan även dess intäkter delas upp i olika poster.

Delintäkt 1

En del av miljövårdsresurserna (delkostnad 1, 2 och 3) går åt till att förhindra fortsatta utsläpp av föroreningar. Intäkterna av dessa miljövårdsåtgärder består av att kostnader till följd av framtida miljöförstöring undviks genom att utsläppen stoppas.

Delintäkt 2

Vissa miljövårdsresurser (delkostnad 4) används också för att restaurera miljö som skadats av redan gjorda utsläpp. Intäkterna av denna verksamhet är värdet för framtiden av att en miljöförstöring som orsakats av historiska utsläpp försvinner.

Delintäkt 3

Vidare utnyttjas miljövårdsresurser (delkostnad 5) till att skapa nya miljövaror som motionsslingor, vandringsleder osv. Intäkterna av dessa åtgärder är värdet av de tjänster som dessa nya miljövaror kommer att avkasta framöver.

Delintäkt 4

Slutligen används resurser (delkostnad 6) för att bevara befintliga miljövaror såsom värdefulla naturområden. Intäkterna härav utgörs av de framtida tjänster (för vetenskap, friluftsliv etc.) som dessa miljövaror kommer att avkasta.

I nästa kapitel diskuteras hur de breda intäktsbegreppen "minskad framtida miljöförstöring" och "framtida tjänster och miljövaror" ytterligare kan spaltas upp. Där behandlas dessutom metoder, med vars hjälp värderingen av vissa miljövårdsintäkter och vissa av miljövårdens kostnader underlättas.

Som tidigare framhållits ger en bra kartläggning av miljöpolitikens kostnader (miljövårdens samt miljöförstöringens kostnader) underlag för riktigare miljöpolitiska beslut än om ingen kartläggning görs. Det faktum att kartläggningen i vissa fall kan vara svår och kostsam att genomföra utgör inte ett generellt skäl till att inte genomföra någon. Svårigheterna och kostnaderna sätter däremot gränser för hur långt kartläggning skall bedrivas i varje enskilt fall och vid varje tidpunkt.

8 Miljöförstöringens kostnader

8.1 Inledning

Utformningen av en miljöpolitik måste bygga på en bedömning av denna politiks konsekvenser i olika avseenden. Konsekvenserna kan anges som kostnader och intäkter. De uppstår både då någon åtgärd vidtas eller då den inte utförs. Varje miljövårdsåtgärd innebär att begränsade resurser tas i anspråk. Det är därför viktigt att intäkterna av den så långt möjligt kartläggs för att de begränsade resurserna skall kunna användas så att största intäkt erhålls. En utformning av miljöpolitiken kan innebära att vissa miljöstörningar undviks medan andra kvarstår. I en kalkyl över denna miljöpolitik ingår värdet av de undvikna miljöstörningarna som intäkter. Omvänt utgör resterande störningar kostnader. De benämns här miljöförstöringens kostnader.

I detta kapitel diskuteras närmare miljöförstöringens kostnader liksom olika möjligheter att uppskatta dem. Inledningsvis behandlas kartläggning av fysisk miljöpåverkan och därefter möjligheterna att värdera denna påverkan i pengar.

Upptäckterna av negativ miljöpåverkan från olika aktiviteter har skett efter hand. Vid sidan av direkt påtagliga störningar har påverkan förekommit som först efter lång tid blivit märkbar. Det finns också aktiviteter, om vars konsekvenser för miljön det råder delade meningar bland forskare och andra sakkunniga. I sådana fall kommer uppskattningar av miljöpåverkan att grundas på mer eller mindre subjektiva bedömningar. Speciella problem uppstår vid synergism, dvs. situationer då effekten av en miljöstörning förstärks av eller förstärker effekten av andra störningar. En aktivitets miljöpåverkan kan därför behöva anges med hänsyn till vissa andra miljöstörningar. Slutligen finns det aktiviteter, om vars miljöpåverkan det inte synes råda någon större osäkerhet.

På grund av transporten med vind och vatten av föroreningar måste en kartläggning av miljöpåverkan i Sverige ta hänsyn inte endast till aktiviteter inom landet, utan även vissa miljöstörande sådana utomlands.

Slutsatsen av även en mycket kortfattad genomgång av olika slags miljöpåverkan blir således att klara och entydiga samband mellan vissa former av miljöpåverkan och vissa aktiviteter inte alltid kan fastställas. Liknande problem möter när det gäller att värdera miljöpåverkan från olika aktiviteter. En sådan värdering kan rent mättekniskt vara möjlig eller omöjlig. Inom det möjligas gräns kan t. ex. ligga att ungefärligt mäta

omfattningen och ange värdet av korrosion på olika material vid vissa halter i luften av ett antal luftföroreningar. I de fall en värdering av mättekniska skäl synes omöjlig måste en politisk värdering göras av den fysiska miljöpåverkan.

Sammantaget innebär detta att det oftast endast i begränsad omfattning går att dels objektivt fastställa en aktivitets fysiska miljöpåverkan, dels objektivt värdera denna påverkan. Därmed blir de subjektiva inslagen i de båda kartläggningsstegen betydande.

I det följande presenteras och diskuteras olika metoder att ta fram underlag för uppskattning av miljöförstöringens kostnader.

Även om det idag vid miljöpolitiska beslut inte explicit görs värderingar och beräkningar av deras totala kostnader och intäkter, är varje sådant beslut förenat med såväl kostnader som intäkter. En del av dessa kan ganska väl anges, främst de direkta kostnaderna för t. ex. reningsutrustning, men de utgör endast en del av samtliga kostnader och intäkter. Värderingar och beräkningar av dessa kan – om än ofullständiga – väntas förbättra de miljöpolitiska beslutsunderlagen.

Problemen att objektivt beräkna miljöförstöringens kostnader är som framhållits stora. Flera metoder för att beräkna olika typer av kostnader har emellertid utvecklats. Valet av metod beror på vad som skall beräknas och i vilket syfte samt vilken information som finns tillgänglig. Även om dessa metoder sällan ger mera exakta värden kan även grova uppskattningar ibland vara värdefulla, särskilt när alternativet oftast är att helt avstå från försök till uppskattning.

Om t. ex. ett föreslaget projekt skall utvärderas, och en bland flera intäkter består av minskade miljöstörningar gäller att en underskattning av miljöintäkten indikerar samma huvudresultat som en perfekt skattning i de fall intäkterna är större än kostnaderna för att genomföra projektet. På samma sätt indikerar en överskattning av miljöintäkten samma huvudresultat som en perfekt skattning i de fall intäkterna trots detta är mindre än kostnaderna för att genomföra projektet.

Som ytterligare exempel kan tas en utvärdering av alternativa placeringar av en miljöfarlig industri. Då miljöstörningarna från anläggningen kan antas vara av samma slag under förutsättning av samma processteknik i de olika alternativen, kan således grova uppskattningar vara användbara eftersom avvikelserna från "perfekta" uppskattningar troligen går i samma riktning. Vilken placering som ger upphov till störst miljöpåverkan kan då troligen utrönas trots brister i utvärderingsmetoderna.

När en uppskattning av en viss typ av miljöstörning görs är det väsentligt att alla förutsättningar och undersökningsmetoder redovisas så att resultatanvändaren ges möjlighet att värdera undersökningsresultatets tillförlitlighet. Även med en sådan redovisning av förutsättningar och metoder inklusive deras brister är det viktigt att omge undersökningsresultatet med tillräckliga reservationer. För att exempelvis undvika att ett undersökningsresultat uttryckt med ett enda bestämt tal tolkas som en objektiv sanning, kan i stället ett intervall redovisas. Ju osäkrare uppskattningen är desto större bör intervallet vara.

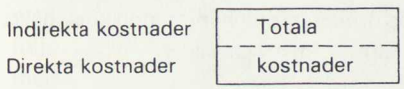
8.2 Huvudtyper av kostnader

I den tidigare framställningen[1] har miljöförstöringens kostnader indelats i

1. Kostnader för att förhindra att skador uppkommer till följd av utsläpp av föroreningar, och
2. Kostnader till följd av att föroreningsutsläpp orsakar skador.

Den första typen av kostnader kan kallas indirekta eftersom de inte förorsakas av att utsläpp ger upphov till skador utan snarare att de *kan* ge upphov till skador om inte förebyggande åtgärder vidtas. Den andra typen kan kallas direkta eftersom de är en direkt följd av att utsläpp förorsakar skador.

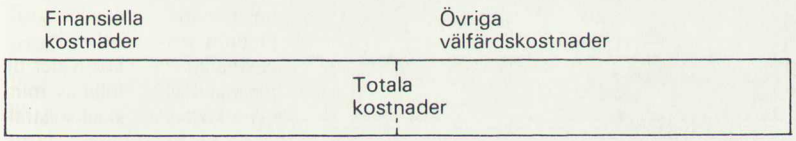
Totala kostnader = indirekta kostnader + direkta kostnader



Ett annat sätt att se på de totala kostnaderna är att dela upp dem i finansiella kostnader[2] och övriga välfärdskostnader.

Med finansiella kostnader menas minskade intäkter eller ökade utgifter. Med övriga välfärdskostnader menas de kostnader (negativ påverkan) som inte räknas in bland de finansiella.

Totala kostnader = finansiella kostnader + övriga välfärdskostnader



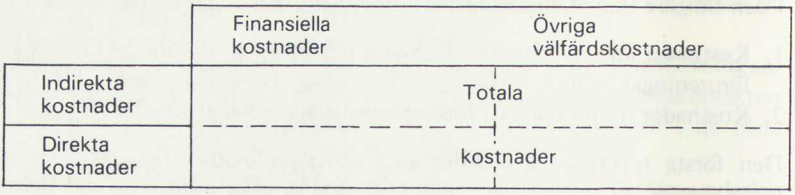
Dessa båda synsätt kan sedan kombineras så att fyra olika kostnadskompotenter erhålls;

1. Indirekta finansiella kostnader, t. ex. ökade utgifter för att skydda materiel mot föroreningar genom någon typ av förebyggande åtgärder, exempelvis rostskyddsmålning.
2. Indirekta övriga välfärdskostnader, t. ex. hinder för människor att vistas inom vissa områden eller att röra sig fritt, såsom då barn inte kan leka ute på grund av höga föroreningskoncentrationer i luften.
3. Direkta finansiella kostnader, t. ex. minskade inkomster av yrkesfiske på grund av att fisken negativt påverkas av föroreningsutsläpp.
4. Direkta övriga välfärdskostnader, t. ex. en individs smärta till följd av att denne trampat och skadat sig på ett utkastat glas i naturen.

[1] Kapitel 6.

[2] Se vidare Mäler-Wyzga. Economic Measurement of Environmental Damage.

Totala kostnader – olika delkostnader



De totala kostnaderna är ett ekonomiskt mått på den totala välfärdsförlust som uppkommer till följd av föroreningsutsläpp och andra miljöstörningar.

I det följande tas uppdelningen i finansiella kostnader och övriga välfärdskostnader till utgångspunkt för en genomgång av de totala kostnaderna.

I tabell 8.1 anges vilka olika typer av kostnader som uppstår genom att föroreningsutsläpp och andra miljöstörningar drabbar människors hälsa, fauna, flora, naturresurser, material samt klimat och väder.

Tabell 8.1 Skadeklassificeringsschema med exempel

Typ av skada	Mänsklig hälsa	Fauna	Flora	Naturresurser	Material	Klimat och väder
Finansiella kostnader	Produktionsförluster; hälsovårdskostnader, inklusive forskningskostnader för att undvika förorening; för tidiga begravningskostnader	Förlorad (minskad) djur- och fiskproduktion	Minskad skörd och skogtillväxt	Förlorad produktion från förorenad mark och vatten	Minskad livslängd hos material; minskad användbarhet hos material; produktionskostnader för material; extra kostnader för ersättningsmaterial	Minskad jordbruksavkastning p. g. a. minskad nederbörd; ökade belysningskostnader till följd av minskad solstrålning
Övriga välfärdskostnader	Riskupplevelse	Riskupplevelse	Riskupplevelse	Riskupplevelse	Riskupplevelse	Riskupplevelse
	Kostnader i form av smärta, sorg begränsningar av olika slag som läggs på en person, hans familj och umgänge	Minskat nöje av fiske och jakt, minskade viltbestånd	Minskat nöje p. g. a trädgårds- och skogsodlingsförluster	Minskat utbyte av rekreation	Minskad trivsel, minskat välbefinnande etc. p. g. a smutsat och skadat material; skador på estetiska föremål och minnesmärken	Minskat utbyte av rekreation p. g. a. minskat solsken eller ökat regn; minskat nöje p. g. a. minskad sikt

Källa: Mäler-Wyzga, Economic Measurement of Environmental Damage.

När det gäller påverkan på hälsan består de finansiella kostnaderna av produktivitetsförluster, behandlingskostnader m. m. Produktivitetsförlusterna kan uppkomma genom arbetsoförmåga, helt eller delvis, eller för tidig död. Det bör observeras att produktionsförlusterna inte enbart definieras som den traditionella varu- och tjänsteproduktionen utan även omfattar produktionsförluster till följd av t. ex. minskat hemarbete. Behandlingskostnaderna utgörs av de kostnader som behandling av sjukdom eller skada förorsakar det allmänna samt den behandlades privata kostnader som transport- och läkemedelskostnader. De resurser som läggs ned på forskning för att en viss behandling skall kunna bedrivas bör också beaktas.

Bland de övriga finansiella kostnaderna kan nämnas kostnader som uppkommer då individer flyttar från ett förorenat område i syfte att undvika en negativ hälsopåverkan. De icke finansiella kostnaderna i samband med påverkan på mänsklig hälsa är exempelvis lidande, sorg och oro.

Som exempel på finansiella kostnader genom påverkan på faunan kan nämnas minskad mängd jaktbart vilt. En nedgång för en djurart kan också medföra att andra djurarter ökar med bl. a. skador på jordbruksprodukter som följd. Den ekologiska balansen rubbas. Övriga välfärdskostnader i samband med en förändrad fauna kan vara mindre givande naturupplevelser på grund av mindre antal eller färre arter fåglar och andra djur. Försämrade jakt- och fiskemöjligheter leder förutom till finansiella kostnader också till övriga kostnader i form av minskat nöje av jakt och fiske.

De finansiella kostnaderna i samband med påverkan på växtligheten är av typen minskad skogstillväxt, minskat skördeutfall osv. Förändring av floran mot mindre antal eller färre arter ger också mindre utbyte av naturen, t. ex. vid studier och strövtåg, vilket utgör exempel på övriga välfärdskostnader i detta sammanhang.

Förorening av vatten och mark kan som nämnts leda till både finansiella och övriga välfärdskostnader, t. ex. på grund av minskad tillgång på fisk. Men förutom att människors och djurs hälsa och växternas levnadsbetingelser påverkas av förorenat vatten och förorenad mark kan sådan förorening medföra ytterligare kostnader. Här avses bl. a. finansiella kostnader till följd av att förorenat vatten inte utan rening kan användas i olika produktionsprocesser. Exempel på övriga välfärdskostnader är försämrade rekreationsmöjligheter.

Material kan också påverkas av föroreningar. Till de finansiella kostnaderna kan räknas reducerad livslängd hos materialen, kostnader för att renovera och underhålla dem, kostnader för att skydda dem mot skador osv. Bland de övriga välfärdsförlusterna kan räknas människors minskade välfärd på grund av att byggnader, statyer etc. förfulas genom föroreningsangreppen.

Finansiella kostnader i samband med förändringar i klimat och väder är bl. a. påverkan på skördeutfall. Övriga välfärdsförluster är t. ex. försämrade rekreationsmöjligheter.

När det gäller övriga välfärdsförluster helt generellt skall två kostnadskomponenter här ytterligare kommenteras. Det är riskupplevelse och värdering av möjligheter, vilket är översättningar av uttrycken "risk aversion" och "option demand". En förändring av mängden föroreningar kan leda till att de finansiella kostnaderna för t. ex. hälsovård förändras. Sannolikheten för att

en individ skall bli sjuk ändras också. Om den finansiella kostnaden av att bli sjuk (en viss typ av sjukdom) är 100 enheter och sannolikheten ökar från 1 till 2 procent, ökas därmed den finansiella kostnaden med en enhet. Ingenting säger emellertid att den enskilde individen värderar den ökade risken att bli sjuk på samma sätt som i den finansiella kalkylen. I de fall hans värdering och den faktiska finansiella kostnaden skiljer sig åt, skall skillnaden räknas med bland övriga välfärdsförluster.

Värdering av möjligheter, "option demand", innebär att en individ positivt kan värdera att exempelvis ett visst rekreationsområde förblir oexploaterat och i huvudsak opåverkat av olika föroreningar trots att individen ifråga inte själv har direkta planer på att utnyttja området. Det han värderar positivt är alltså känslan av att han eller någon annan som han bryr sig om har möjlighet att utnyttja detta område.

Den som ger upphov till miljöförstöringskostnader kan uppenbarligen i vissa fall själv drabbas av dem. Företaget som släpper ut rök kan smutsa ner såväl sin egen som andras byggnader. I vilken utsträckning förorenaren själv drabbas av de av honom skapade miljöförstöringskostnaderna skiftar från fall till fall. Det kan dock sägas finnas en gräns för hur stora miljöförstöringskostnader som förorenaren själv accepterar att bära. Denna gräns bestäms av förorenarens kostnader för att förhindra utsläpp. Förorenaren kan förutsättas inte överskrida den utsläppsgräns, vid vilken det är företagsekonomiskt billigare att förhindra utsläppet än att bära den del av miljöförstöringskostnaderna som drabbar det egna företaget. Vanligtvis drabbar miljöförstöringskostnaderna dock endast i begränsad omfattning förorenaren själv. Även om förorenaren inte kan påverka faktorer som vind och nederbörd kan en lösning för honom tänkas vara att bygga högre skorstenar och längre avloppsledningar.[3] Sådana åtgärder innebär dock inte någon reduktion av utsläppen totalt sett, utan endast ökad utspädning av dem. De miljöförstöringskostnader förorenaren själv upplever är således inte tillräckliga som styrmedel för att åstadkomma en verklig reduktion. Utgångspunkten att det finns en gräns för hur stora miljöförstöringskostnader förorenaren accepterar att bära är emellertid riktig. Även om endast en mindre del av de totala miljöförstöringskostnaderna rent fysiskt blir märkbara för honom, kan han med olika andra styrmedel bringas att beakta de samlade miljöförstöringskostnader som utsläppen för med sig. Miljöpolitiska styrmedel behandlas i följande kapitel. Redan här skall emellertid framhållas betydelsen för miljöförstöringens storlek av dels fördelningen av miljöförstöringens kostnader, dels förorenarens möjligheter att bära dessa kostnader utan att ändra beteende.

Miljöförstöringskostnadernas storlek och förändringar däri saknar betydelse för utsläppens storlek om förorenaren inte alls drabbas av dem (fysiskt eller ekonomiskt). Betydelsen är också ganska liten i de fall företagen kan kompensera sig för dem genom högre priser utan alltför stora efterfrågeminskningar, alltså vid relativt oelastisk efterfrågan. Förändringar i miljöförstöringens omfattning kan däremot väntas i sådana fall där förorenaren helt eller till stor del får svara för miljöförstöringskostnaderna utan möjlighet att delvis kompensera sig för dem genom uttag av högre pris.

En omfördelning av miljöförstöringskostnaderna från icke-förorenare till förorenare är således från ren miljösynpunkt meningsfull endast i de fall förorenaren förväntas (på kort eller lång sikt) ändra sitt beteende till följd av

[3] Intäkten av den minskade miljöförstöringen i förorenarens närhet förutsätts här överstiga kostnaderna för högre skorsten etc.

kostnadsomfördelningen. Kan en sådan förändring inte förväntas, har kostnadsomfördelningen inte någon styrande funktion.

Vanligare än sådana extrema förhållanden då kostnadsomfördelningar saknar betydelse för förorenaren är dock situationer då en omfördelning av miljöförstöringskostnaderna mot ökat kostnadsansvar för förorenaren kan förutses leda till minskade utsläpp och därmed minskade miljöförstöringskostnader. Utsläppsreduktionerna blir således en följd av kostnadsomfördelningen.

8.3 Metoder och metodproblem i samband med beräkning av miljöförstöringens kostnader

Som tidigare nämnts kan de totala miljöförstöringskostnaderna indelas enligt olika grunder. Dessa kan i sin tur tas till utgångspunkt vid sökande efter och konstruktion av metoder för att mäta kostnaderna. De totala kostnaderna skulle sålunda kunna mätas antingen genom metoder för att beräkna de indirekta kostnaderna plus metoder för att beräkna de direkta kostnaderna eller med metoder för att beräkna de finansiella kostnaderna plus metoder för att beräkna de övriga välfärdsförlusterna (kostnaderna). Existerande metoder är emellertid inte alltid så konstruerade att denna strikta grundindelning kan hållas. Detta behöver inte vålla några större problem eftersom det väsentliga är att på något sätt mäta de sammanlagda kostnaderna. En striktare kartläggning av dessa kostnader enligt någon grundindelning skulle emellertid kunna medverka till att dubbelräkningar undviks vid kostnadsberäkningar, eftersom dessa oftast utförs med hjälp av flera metoder.

De metoder som finns för beräkning av kostnader och intäkter på miljöområdet och inte minst beräkning av miljöförstöringens kostnader är mycket varierande och ofta mycket oexakta. De kan innefatta allt från faktiska kvantifieringar av vissa företeelser till politiska värderingar av andra.

Olika metoder för att mäta samma delkostnad, t. ex. effekter på hälsa, kan ge mycket olika resultat. Därför finns anledning att om möjligt kontrollera resultaten genom att använda mer än en metod.

Oavsett vilka metoder som används för att beräkna delkostnader, kan vissa huvudlinjer tillämpas vid beräkning av ett projekts totala miljöförstöringskostnader. Detta tillvägagångssätt består av följande steg.

1. Som utgångspunkt väljs en miljösituation med vissa kända centrala miljödata. Därefter bedöms inverkan på dessa kända förhållanden av antagna minskningar och ökningar av föroreningsutsläpp, vilket ger en bild av sambandet[4] mellan förändrade föroreningsutsläpp och förändrad miljökvalitet.
2. De olika kostnadsposter (direkta och indirekta kostnader och/eller finansiella samt övriga välfärdskostnader) som förändras vid förändrad miljökvalitet kartläggs.
3. Samtliga kostnader beräknas med hjälp av lämpliga metoder (där en metod kan vara en politisk värdering av hela eller en del av kostnaden).

[4] Detta samband är vanligtvis inte enkelt, beroende på bl. a. meteorologiska och hydrologiska förhållanden, vilka i sin tur skiftar från tid till annan.

4. Resultatet kontrolleras där så är möjligt med hjälp av andra användbara metoder.
5. Kostnaderna till följd av förändrade utsläpp presenteras. I de fall steg 4 ger upphov till andra resultat än steg 3 presenteras resultaten som tal mellan olika intervall.

Anledningen till önskan att mäta miljöförstöringens kostnader är som tidigare nämnts att minskade kostnader kan ses som en intäkt i en kalkyl över en viss miljöpolitik. I denna kalkyl kan emellertid även andra intäkter uppträda, t. ex. intäkter till följd av restaurering (kostnaderna för att återställa förstörd miljö är enligt här använd terminologi en miljövårdskostnad). Det tillvägagångssätt som skisserats kan modifieras för att användas vid beräkning av dessa intäkter. Ett sådant modifierat tillvägagångssätt kan vara följande:

1. Som utgångspunkt väljs en miljösituation med kända värden på vissa miljöproblem. Därefter kartläggs vilka förändringar i denna situation som kan väntas bli resultatet av en antagen miljövårdsåtgärd (restaurering, skapandet av nya miljövaror osv.). Detta ger en uppfattning om sambandet mellan antagna åtgärder och förändrad miljökvalitet.
2. De olika intäktsposterna som förändras vid förändrad miljökvalitet kartläggs.
3. Samtliga intäktsposter beräknas med hjälp av olika metoder (där en kan vara en politisk värdering av hela eller en del av intäkten).
4. Resultatet kontrolleras där så är möjligt med hjälp av andra metoder.
5. Intäkterna till följd av miljövårdsåtgärder presenteras. I de fall steg 4 ger upphov till andra resultat än steg 3, presenteras resultaten som tal mellan olika intervall.

Metoderna för att beräkna miljöförstöringens kostnader är de samma som kan användas vid beräkning av miljövårdens intäkter. Här diskuteras därför i första hand problem kring metoder för kartläggning av miljöförstöringens kostnader.

Avsikten med detta kapitel är dock inte att vare sig redovisa alla olika mätmetoder eller göra en fullständig kartläggning av miljöförstöringens kostnader och miljövårdens intäkter. Framställningen begränsas till vissa metodproblem.

Inom främst luftföroreningsområdet har flera studier gjorts, vars målsättning varit att inom en viss region (stad, land etc.) kartlägga de totala miljöförstöringskostnaderna till följd av att förorening förekommer. Den miljösituation som därvid valts som utgångspunkt har varit ett läge då ingen förorening sker. Denna situation jämförs sedan med den aktuella situationen. Detta innebär en målsättning att kartlägga de totala kostnaderna för den totala föroreningen. I en rapport[6] från parlamentets luftföroreningskommitté anges de totala kostnaderna i Storbritannien år 1953 till följd av luftföroreningen till mellan 287,5 och 312,5 miljoner pund.

[5] På grund av sin omfattning kräver en sådan sammanställning och kartläggning ett separat forskningsprojekt.

[2] Report of the Parliament, HMSO London 1954.

Tabell 8.2 Samhällsekonomiska kostnader orsakade av luftföroreningar i Storbritannien 1953 enligt beräkningar gjorda i "The Beaver Report"

	Miljoner pund
Direkta kostnader	
Tvätt	25,0
Fasad- och inomhusmålning	30,0
Rengöring och värdeminskning av byggnader	20,0
Metallkorrosion	25,0
Skador på textilier och andra tillgångar	52,5
Summa	152,5
Indirekta kostnader	
Jordbruket	10,0
Kostnader genom minskad arbetseffektivitet inom industrin	
Kostnader genom minskad arbetseffektivitet inom övriga områden	100,0
	110,0
Värde av bränsle som går till spillo i dåligt fungerande anläggningar	25–50
Totalsumma	287,5–312,5

Källa: Report of the Parliament. Tabell 8.2–8.6 ingår även i Environmental Damage Costs, OECD, Paris, 1974.

En liknande undersökning gjordes för dels Canada som helhet, dels för städerna Ontario och Toronto år 1965. Denna presenteras i tabell 8.3.

Tabell 8.3 Beräknad totalkostnad orsakad av luftföroreningar, per capita för Canada, Ontario och Toronto 1965 (miljoner canadensiska dollar)

	Canada	Ontario	Toronto
1. Reparation och underhåll av bostadsbyggnader	7,04	9,75	12,34
2. Korrosionsskyddsmedel	0,11	0,15	0,20
3. Reparation och underhåll av affärs- och industribyggnader	26,76	35,70	45,20
4. Sten- och tegelrengöring	0,61	0,80	1,08
5. Byggnaders värdeminskning	0,61	0,80	1,08
6. Underhållskostnader	1,35	1,87	2,37
7. Kostnader p. g. a. korrosion	3,62	4,60	4,47
8. Tvätt (inkl. kemtvätt)	3,51	4,85	8,63
9. Lagervaror	0,28	0,36	0,54
10. Kläder och inredning	5,59	7,16	10,81
11. Dödlighet och sjuklighet	2,38	3,04	2,94
12. Värdeminskning på gummi	0,22	0,31	0,39
13. Värdeminskning på läder	0,03	0,05	0,06
14. Plantskolor	0,00	0,00	0,00
15. Luftfiltreringsutrustning	0,02	0,02	0,03
16. Växtlighet	0,32	0,16	0,00
17. Djur	0,09	0,12	0,00
18. Ökad belysning	0,43	0,48	0,63
19. Ökad transport	0,39	0,50	0,49
Summa	52,46	70,94	93,98

Källa: Zerbe, R., The economics of air pollution cost benefit approach.

För 1968 gjordes liknande studier för dels USA, dels Italien. Dessa presenteras i tabellerna 8.4 och 8.5.

Tabell 8.4 Beräkning av total samhällsekonomisk kostnad beroende på luftföroreningar i USA 1968

Effekter på	1968 års kostnader (miljoner dollar)		
	Svavel och svaveloxider	Inklusive koloxid, kolväte och kväveoxider	
		Beräkning A	Beräkning B
Byggnader	5,200	5,200	5,200
Övr. material	4,752	4,752	4,752
Djur och människor	6,060	15,169	8,886
Växtlighet	120	120	120
Summa	16,132	25,241	18,958

Källa: Cumulative regulatory effects on the cost of automobile transportation Appendix.

Tabell 8.5 Beräkning av årlig kostnad av luftföroreningar i Italien 1968

	Billioner lire
Direkta kostnader	
Skador på människornas hälsotillstånd	60
Rengöringskostnader	20
Skador på olika material (textilier, plast, gummi, papper, läder etc.)	50
Skador på lacker, färger, väggutsmyckningar etc., tavlor, målningar etc.	50
Skador på byggnader, monument, konstverk etc.	70
Korrosion på metaller och metallkonstruktioner	30
Summa	280
Indirekta kostnader	
Skador på jordbruk och skogsbruk	5
Minskad produktivitet (sjukskrivningar, annan frånvaro, längre resor till o. från arbetet etc.)	20
Minskad produktivitet inom andra områden (ökad el-konsumtion, bränsleförluster p. g. a. dåligt fungerande anläggningar, minskat antal turister etc.)	50
Övriga kostnader vilka inte inkluderats i ovanstående kategorier	15
Summa	90
Totalsumma	370

Källa: Economic costs and benefits of an antipollution project in Italy.

Tabell 8.6 Totala miljöförstöringskostnader orsakade av luftföroreningar i Storbritannien 1970 (miljoner pund)

Kategori	Finansiella kostnader		Övriga välfärdskostnader		Totalt
	Medelvärde	Standardavvikelse	Medelvärde	Standardavvikelse	Medelvärde
Målning	–	–	6,3	2,5	6,3
Tvätt och rengöring, allmänt (inkl. biltvätt)	0,5	0,1	164	60	164,5
Rengöring av fasader	–	–	1,5	0,2	1,5
Fönsterputsning, rengöring av ämbetslokaler	5,0	0,2	–	–	5,0
Korrosion och underhåll av metallkonstruktioner	42	28	–	–	42
Skador på textilier, papper, läder etc.	33	4,5	–	–	33
Jordbruksprodukter	195	110	–	–	195
Hälsovård	130	63	510	243	640
Övrig påverkan på miljön från:					
– Punktkällor	–	–	100	33	100
– Motorfordon	–	–	3	1	2
Totala kostnader (avrundade)	410	130	780	252	1 190

Källa: An economical and technical appraisal of air pollution in the United Kingdom.

1971 kom en nyare version av de totala miljöförstöringskostnaderna i Storbritannien under 1970. Denna presenteras i tabell 8.6.

En jämförelse mellan Storbritanniens undersökning 1953 och dess undersökning 1970 visar att de kostnadsposter som bedömts som relevanta förändrats. I 1953 års undersökning ingick t. ex. inte effekten på hälsa. I 1970 års undersökning har dessa kostnader uppskattats till drygt 50 procent.

De olika undersökningarna visar stora skillnader för vissa kostnadsposter. En jämförelse t. ex. mellan USA-undersökningen från 1968 och Canada-undersökningen ger vid handen att kostnaderna till följd av försämrad hälsa beräknats till mellan 47 och 63 procent av totalkostnaderna i USA medan de i Canada endast uppskattats till 4,5 procent.

Stora skillnader finns också i värderingen av miljöförstöringens kostnader per person. 1970 års undersökning i Storbritannien ger t. ex. en kostnad per person som är 7.36 pund medan 1968 års undersökning i USA ger en kostnad på mellan 95 och 126 dollar, dvs. 5–6 gånger så mycket.

Storbritanniens undersökning av år 1970 är den enda som tagit hänsyn till även "Social Costs" vilket kan jämställas med "övriga välfärdskostnader" enligt här använd terminologi. Dessa övriga välfärdskostnader utgjorde i den brittiska beräkningen 66 procent av de totala kostnaderna.

En studie av här redovisade beräkningar ger en antydan om att uppgifter rörande de totala miljöförstöringskostnaderna bör behandlas med försiktig-

het. Detta kan ses som kritik mot de redovisade undersökningarna, men ingalunda den allvarligaste kritiken som kan riktas mot dem. Denna avser i stället den fundamentala frågan till vilken nytta sådana beräkningar är. Under antagandet att det är möjligt att göra riktiga kostnadsberäkningar kan frågan om deras önskvärdhet ställas.

Till vilken nytta är t. ex. vetskapen om att luftföroreningarna (alla eller en viss typ) i Sverige[7] (hela landet eller en viss region) medför miljöförstöringskostnader motsvarande 1 miljard kronor? Om dessa luftföroreningar helt eliminerades skulle alltså 1 miljard kronor per period uppkomma på intäktssidan i den miljöekonomiska kalkylen. Som tidigare påpekats kan inga avgöranden om miljöskyddsåtgärder e. d. fällas om inte även kostnaderna för att eliminera luftföroreningarna är kända. Kostnaderna härför kan antas vara kända och uppgå till exempelvis 800 miljoner kronor per period.

Om 800 miljoner kronor satsas på miljöskyddskostnader (miljövårdens delkostnader 1, 2 och 3) minskar miljöförstöringens kostnader med 1 000 miljoner:

Miljövårdskostnad	Miljövårdsintäkt	Skillnad
800 miljoner	1 000 miljoner	+ 200 miljoner

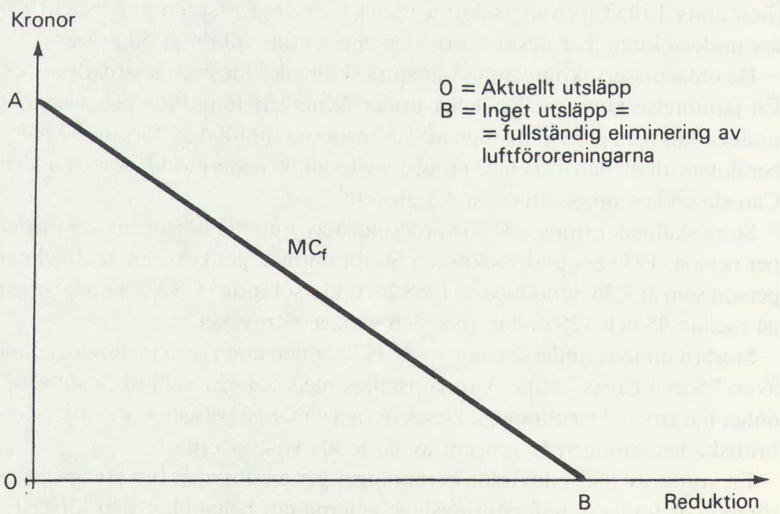
Exemplet synes otvetydigt leda till beslutet att helt eliminera luftföroreningarna eftersom samhället därmed skulle göra en vinst per period motsvarande 200 miljoner kronor. Men tidigare har påstått att det kan finnas skäl till att inte reducera alla föroreningar med 100 procent (avsnitt 6.1).

Den miljöpolitiska målsättningen har också tidigare angetts vara att maximera intäkterna, dock ej förbi den gräns där den marginella intäkten är mindre än kostnaden för att uppnå den.[8]

För att närmare illustrera detta antas att de tidigare nämnda totala miljöförstöringskostnaderna om 1 000 miljoner motsvarar ytan O A B i figuren 8.1.

[7] För enkelhetens skull antas inget internationellt utbyte av luftföroreningar.

[8] Detta innebär i korthet att vinsten skall maximeras.



Figur 8.1 Marginalkostnadskurva (MC_f) för miljöförstöring

Som figur 8.1 visar ökar miljöförstöringens kostnader per föroreningsenhet då föroreningssituationen ändras från B (inget utsläpp) till O (aktuellt utsläpp). Omvänt kan sägas att intäkterna per reducerad föroreningsenhet minskar vid ökad reduceringsgrad, dvs. efter hand som de totala föroreningsutsläppen minskar. Marginalkostnadskurvan i figur 8.1 förefaller i sina huvuddrag (sluttar ner från A till B) vara giltig för just luftföroreningar. Genomgående gäller dock den reservationen att verkligheten inte är så rätlinjig som de modeller av den som här används för att illustrera mera principiella resonemang.

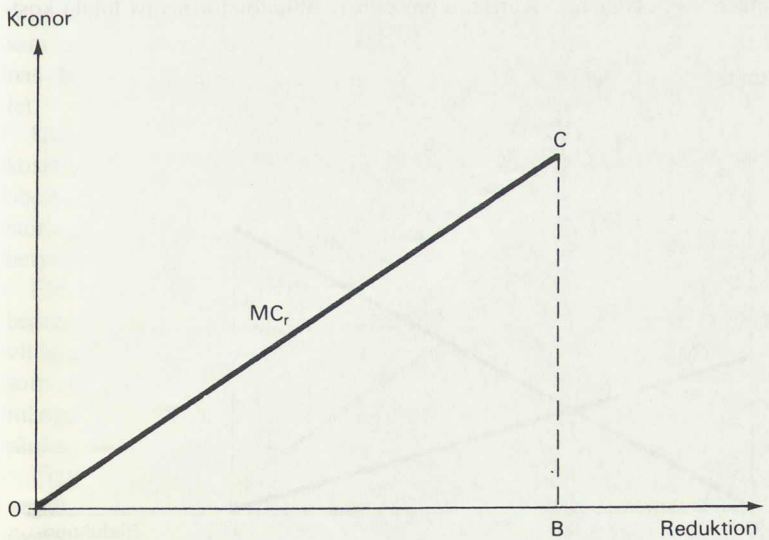
Kostnaderna för att eliminera B föroreningsenheter antas vara 800 miljoner och motsvara ytan under O C B i figur 8.2.

Figur 8.2 visar, i starkt förenklad form, att kostnaden per reducerad föroreningsenhet ökar vid högre reduktionsgrad.

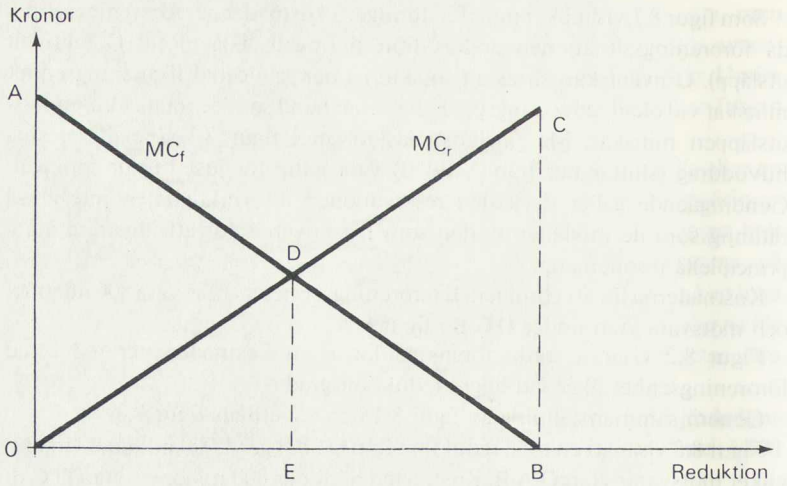
Genom sammanställning av figur 8.1 och 8.2 erhålls figur 8.3.

Figur 8.3 visar att en total reduktion från O till B ger 1 000 miljoner i intäkt, vilket motsvarar ytan O A B. Kostnaden härför är 800 miljoner, ytan O C B. Genom övergången från O till B uppstår alltså en vinst på 200 miljoner. Figuren visar emellertid att en total reduktion inte är det bästa alternativet. Den samhällsekonomiska vinsten skulle nämligen ökas om utsläppen endast reducerades till E. Förklaringen härtill är att marginalkostnaden för utsläppsreduktion till E är lägre än marginalintäkten av reduktionen. Om reduktionen drivs längre görs en förlust för varje enhet ytterligare som reduceras. I figuren svarar kostnaden för att reducera EB mot ytan E D C B medan intäkten (minskad miljöförstöring) svarar mot ytan E D B. Då ytan E D C B är större än E D B ger reduktionen till E en större vinst än reduktionen till B (100 procents reduktion).

Detta resultat är väsentligt för bedömningen av frågan om nyttan av att känna till de totala miljöförstöringskostnaderna. Kunskap om enbart dessa ger inte mycket ledning. Även om kunskapen utökas med kännedom om de totala miljöskyddskostnaderna garanteras inte miljöpolitiskt riktiga beslut.



Figur 8.2 Marginalkostnadskurvan (MC_r) för att reducera utsläpp

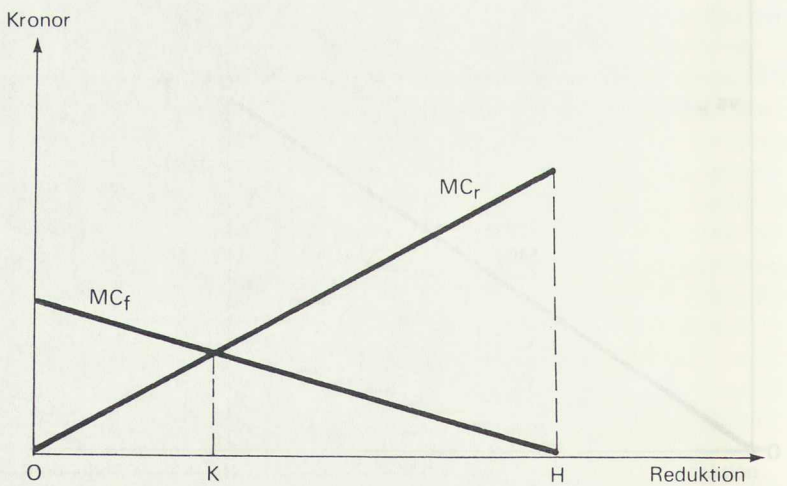


Figur 8.3 Total eller optimal reduktion?

I exemplet ovan visas att det miljöpolitiskt riktiga beslutet var en reduktion till E. Ett beslut baserat enbart på totalkostnaderna hade inneburit att fullständig reduktion valts eftersom det visade vinst. Om däremot miljöförstöringens totala kostnader varit 800 miljoner och de totala miljöskyddskostnaderna 1 000 miljoner hade en reduktion bedömts olönsam. Figur 8.4 visar att även detta hade varit ett felaktigt beslut. Även i detta fall är nämligen en viss reduktion lönsam, närmare bestämt till K (den optimala reduktionen).

För föroreningsenheterna till vänster om K är miljöskyddskostnaderna mindre än intäkterna (minskade miljöförstöringskostnader), medan motsatsen gäller till höger om K.

Kunskap om enbart extrema punkter såsom t. ex. å ena sidan den aktuella situationen och å den andra sidan en situation helt utan utsläpp synes därför vara av högst begränsat värde. Av detta följer att de redovisade undersökningarna också är det. Kunskap om enbart miljöförstöringens totala kost-



Figur 8.4 Reduktion lönsam

nader har således snarare ett värde som information om miljöförstöringens omfattning än praktisk betydelse för beslut om åtgärder och åtgärdsnivå.

Ett bättre sådant beslutsunderlag ger en kartläggning som i stället för att beskriva extrema punkter inriktas mot att fastställa vad som händer med kostnader och intäkter vid marginella förändringar. De båda fallen ingen reduktion respektive fullständig reduktion är nämligen vanligtvis inte de mest realistiska alternativen. Tillämpat på den tidigare presenterade steg- för stegmetoden innebär detta att förändringarna i steg 1 bör göras så små som möjligt, åtminstone kring de förmodade optimumvärdena (t. ex. E i figuren 8.3 resp. K i figur 8.4).

Ett sätt att dela upp de totala miljöförstöringskostnaderna är, som nämnts, i finansiella kostnader och övriga välfärdskostnader.

De finansiella kostnaderna utgörs av de förändringar i form av minskade intäkter och ökade utgifter som miljöförstöringen medför. Övriga välfärdskostnader utgörs av alla övriga kostnader.

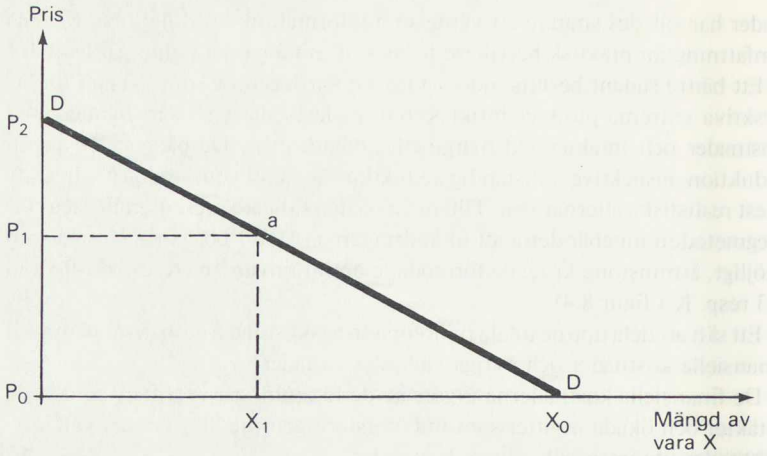
I de fall ett klart samband mellan utsläpp och påverkan på hälsa, flora, fauna, osv. på något sätt är fastlagt finns det för de finansiella kostnaderna vissa möjligheter att göra uppskattningar. Vissa krav måste emellertid fyllas för att en uppskattning av de finansiella kostnaderna skall vara meningsfull. Ett av dessa krav är att de priser som används på olika nyttigheter verkligen speglar samhällets resursuppoffring för att framställa dessa nyttigheter. Är t. ex. inte marknadsformen fri konkurrens motsvarar oftast priserna inte den samhällsekonomiska uppoffringen[9] och bör därför korrigeras med hänsyn till detta. Vidare gäller att allmänna skatter inte skall inräknas i priserna, eftersom sådana skatter inte är att räkna som samhällsekonomiska kostnader utan utgör en inkomstomfördelning. Slutligen skall de priser som används vara de priser som råder under "normala" förhållanden. Om t. ex. priset på en viss vara är 10 kronor per enhet under "normala" förhållanden men stiger till 15 kronor på grund av att t. ex. miljöförstöring väsentligt ändrat förhållandena och därmed minskat utbudet med prishöjning som följd, skall priset 10 kronor användas. Detsamma gäller om kvaliteten på grund av miljöförstöringen försämrats så att det "normala" priset inte kan tas ut. När det samhällsekonomiskt riktiga priset fastställts för respektive nyttighet framräknas de finansiella kostnaderna genom multiplicering av pris med kvantitet.

Utöver den finansiella kostnaden medför miljöförstöring övriga välfärdskostnader. Dessa övriga välfärdskostnader utgör ingalunda alltid någon obetydlig restpost utan kan i många fall vara de helt dominerande miljöförstöringskostnaderna. Till skillnad från de finansiella kostnaderna är de dock betydligt svårare att kartlägga och uppskatta.

För en fortsatt diskussion av övriga välfärdskostnader skall tre centrala begrepp närmare diskuteras, nämligen efterfrågekurva, marginell betalningsvillighet och konsumentöverskott. Efterfrågekurvan anger den mängd varor som efterfrågas vid olika priser. Vanligen efterfrågas vid ett högt pris en liten mängd varor medan en större mängd kommer att efterfrågas om priset sänks.

Figuren 8.5 visar att vid priset P_0 (alltså gratis) efterfrågas mängden X_0 av varan. Om priset höjs till P_1 minskar efterfrågan till X_1 och om priset överstiger P_2 efterfrågas varan inte alls. Ytan under efterfrågekurvan D–D

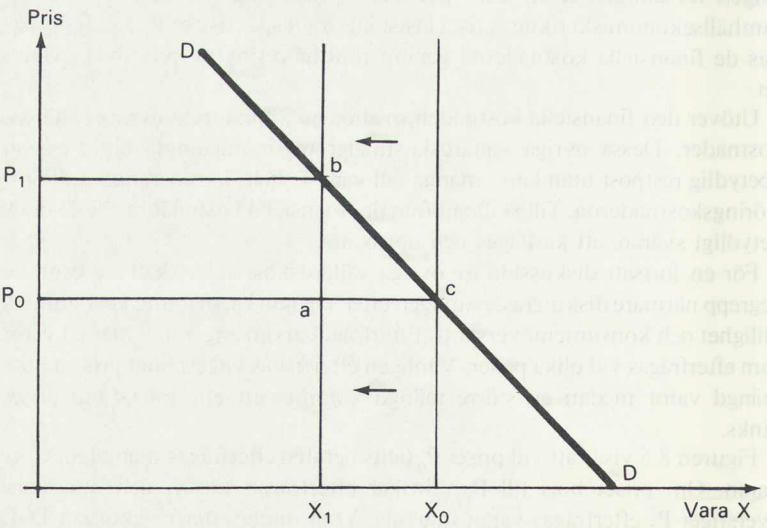
[9] Se figur 6.11.



Figur 8.5 Efterfrågan på vara X.

anger alltså den totala nyttan av mängden X_0. Antag att jämviktspriset på marknaden är P_1. Då köps mängden X_1 och för denna mängd betalas $P_1 \cdot X_1$. Men $P_1 \cdot X_1$ motsvarar inte den totala nyttan av mängden X_1 ty konsumenterna skulle för alla enheter fram till punkten X_1 vara beredda att betala ett högre pris än P_1. Skillnaden mellan det pris för en enhet av en vara som konsumenten maximalt är beredd att betala och det pris som han faktiskt betalar kallas konsumentöverskott (i figuren ytan P_1P_2a). Hur detta kan användas för uppskattning av övriga välfärdskostnader kan visas med ett exempel. Antag som i figur 8.6 att ökad miljöförstöring medfört att skördeutbytet X av en viss areal minskat från X_0 till X_1. Som en följd härav har priset ökat från P_0 till P_1. Efterfrågekurvan anges av D–D.

Figur 8.6 visar att utbudsminskningen leder till prishöjning och minskad konsumtion. Vid en beräkning av den finansiella förlusten till följd av den ökade miljöförstöringen skall priset P_0 användas (som tidigare framhållits skall "normal"-priset användas i beräkningen). De minskade intäkter som då försäljarna av X drabbas av motsvaras av mängden X_0 minus X_1 gånger priset



Figur 8.6 Utbudsminskning medför prishöjning

P_0. Men detta belopp utgör endast en del av totalkostnaden till följd av den ökade miljöförstöringen. I totalkostnaden ingår också det förlorade konsumentöverskottet, i figuren motsvarande ytan a b c. Det är emellertid uppenbart att det förlorade konsumentöverskottet, som är en typ av övrig välfärdskostnad, är betydligt svårare att beräkna än den finansiella kostnaden. Konsumentöverskottets storlek skiftar från vara till vara och beror dels på efterfrågekurvans utseende (ju flackare kurva desto mindre konsumentöverskott) dels på den mängd av varan som är aktuell i sammanhanget (mindre mängd, mindre konsumentöverskott). Detta leder fram till en tumregel som säger att förlust av konsumentöverskott blir intressantare ju brantare (mer oelastisk) efterfrågekurvan är och ju större mängd minskningen består av.

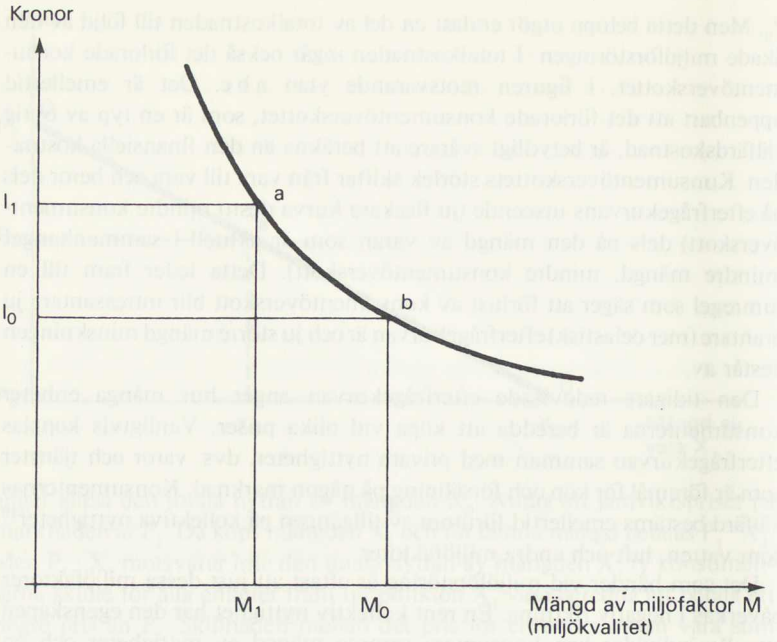
Den tidigare redovisade efterfrågekurvan anger hur många enheter konsumenterna är beredda att köpa vid olika priser. Vanligtvis kopplas efterfrågekurvan samman med privata nyttigheter, dvs. varor och tjänster som är föremål för köp och försäljning på någon marknad. Konsumenternas välfärd bestäms emellertid förutom av tillgången på kollektiva nyttigheter[10] som vatten, luft och andra miljöfaktorer.

Det som händer vid miljöförstöring är oftast att just dessa miljöfaktorer påverkas i negativ riktning. En rent kollektiv nyttighet har den egenskapen att alla individer kan konsumera samma mängd av nyttigheter och en individs konsumtion hindrar inte andra från att konsumera samma nyttighet. Renare luft innebär renare luft för alla, och att en individ njuter av detta hindrar inte andra individer från att njuta av samma sak. På grund av svårigheterna (omöjligheten) att ta betalt av dem som utnyttjar de kollektiva varorna för olika ändamål har priset på dem oftast satts lika med noll. Någon efterfrågekurva i vanlig mening är därför inte meningsfull. När det gäller kollektiva varor används därför i stället begreppet marginell betalningsvillighet. En kurva som visar konsumenternas marginella betalningsvillighet kan härledas på ett analogt sätt som efterfrågekurvan. Denna marginella betalningsvillighetskurva visar vad konsumenterna är beredda att betala för att öka mängden miljöfaktorer (kan tolkas som t. ex. ökad renhetsgrad) alternativt vad konsumenterna vill ha i ersättning för att acceptera en minskad mängd miljöfaktorer (kan tolkas som t. ex. ökat utsläpp).

Figuren 8.7 visar att vid miljökvaliteten M_0 upplever konsumenterna att en ytterligare enhets kvalitetsminskning av miljöfaktorn M motsvarar ett obehag (en välfärdskostnad) värderat till I_0. Vid en ännu sämre miljöstandard M_1 upplevs en enhets kvalitetsminskning motsvara ett obehag värderat till I_1. En försämring av miljökvaliteten från M_0 till M_1 värderas alltså motsvarande ytan M_1 a b M_0. Denna yta utgör konsumentöverskottet för den kollektiva miljöfaktorn eftersom priset för denna är noll.

Om en enkel och entydig kurva över den marginella betalningsvilligheten för olika miljöfaktorer fanns tillgänglig skulle miljöpolitiska beslut i hög grad förenklas. Varje miljövårdskostnad skulle då kunna balanseras mot en på förhand känd miljövårdsintäkt. Några sådana kurvor har emellertid hittills inte kunnat läggas fram. Vad som skett är att miljöförstöringens kostnader indelats på olika sätt, t. ex. i finansiella och övriga välfärdskostnader för att sedan kartläggas med hjälp av olika metoder. Då metoderna för kartläggningen av främst övriga välfärdskostnader är relativt outvecklade (med

[10] Sjukhustjänster osv. räknas som privata varor (subventionerade sådana).



Figur 8.7 Marginell betalningsvillighet

undantag för vissa metoder för att göra värderingar av förändrade rekreationsmöjligheter, som närmare redovisas i kapitel 10) är steget fortfarande långt till målet att kartlägga den marginella betalningsvilligheten för miljöförändringar.

Vid försök till kartläggning av miljöförstöringens kostnader föreligger främst två problem, dels att fastställa sambandet mellan utsläpp, miljöförändringar och påverkan på olika faktorer såsom hälsa, material osv., dels att finna metoder för att värdera denna påverkan.

Båda dessa problem är svårlösta, och lösningar bättre än dagens kräver stora ansträngningar. Emellertid förefaller någon omväg runt dessa problem inte möjlig, om riktiga miljöpolitiska beslut skall kunna fattas om vilken grad av miljöförstöring som skall accepteras.

9 Val av styrmedel vid begränsad information

9.1 Inledning

I den teoretiska diskussionen av miljöpolitiska styrmedel är utgångspunkten ofta att de marginella kostnaderna för och intäkterna av en viss miljöpåverkan eller en viss miljövårdsåtgärd är kända. När så är fallet kan den optimala miljökvaliteten fastställas och lämpligt styrmedel väljas. Utgångspunkten för den analys av olika styrmedel som görs i detta kapitel är i stället den att kunskaperna om främst miljöförstöringens kostnader – som alltså omvandlas till intäkter vid minskat föroreningsutsläpp – är högst begränsade. Detta stämmer bättre med rådande förhållanden. Det är viktigt att påpeka att val av styrmedel är beroende av vilken information som finns tillgänglig. Därav följer att ett styrmedel som bedöms överlägset övriga vid t. ex. fullständig information inte har samma försteg om tillgången till information är starkt begränsad.

Varje förändring av den rådande miljöpolitiken med avseende på miljöstörningar innebär en förändring i relationerna mellan miljövårdskostnaderna och miljöförstöringskostnaderna. I detta kapitel diskuteras vilka miljöpolitiska styrmedel som är möjliga att använda för att styra föroreningsproduktionen. Med föroreningsproduktion avses här verksamheter av olika slag som medför störningar i miljön. Speciellt uppmärksammas kostnadsfördelningen i samband med olika styrmedel.

I redogörelsen för miljöpolitiska styrmedel görs vanligtvis en uppdelning av dem i administrativa och ekonomiska. Denna uppdelning är emellertid något oegentlig, eftersom varje styrmedel innebär förändrade ekonomiska förhållanden för den som utsätts för styrning, och även ekonomiska styrmedel har sin grund i lagar eller andra författningar. Ett företags ekonomiska kalkyler påverkas t. ex. på samma sätt av kostnaden för en reningsutrustning som föreskrivs i ett tillståndsbeslut som för en som tvingas fram genom miljöavgifter – eller av själva miljöavgiften. Skillnaden mellan de båda huvudtyperna av styrmedel är snarare att de s. k. administrativa styrmedlen förutsätts direkt och absolut reglera beteendet hos dem som styrs. De s. k. ekonomiska styrmedlen syftar däremot till att indirekt genom ekonomiska överväganden påverka beteendet hos de berörda i önskad riktning. Detta kan synas leda till slutsatsen att de administrativa styrmedlen genom sin direktreglerande funktion säkrare leder till önskad förändring i utsläpp och miljöpåverkan än de ekonomiska. De senare kan ju t. ex. resultera i att avgiften betalas under kortare eller längre tid i stället för att

föroreningsutsläppen minskas. De ekonomiska styrmedlen kan emellertid varieras i styrka i relation till ett absolut miljöpolitiskt mål.

Ytterligare en typ av miljöpolitiskt styrmedel är sådana som syftar till att påverka olika miljökonsumenters beteende genom upplysning och propaganda och bl. a. ökar kunskaperna om och värderingen av olika miljöfaktorer.

Genom de olika miljöpolitiska styrmedlen skall vissa miljöpolitiska mål nås. Formuleringen av dessa mål är därför av intresse. I utredningens direktiv anges att "målet för samhällets miljövårdspolitik är att garantera alla en livsvänlig miljö. Miljöförstöringen måste därför hejdas och förstörd miljö så långt möjligt återställas". Vidare sägs att "denna allmänna princip är konkretiserad i de normer rörande högsta tillåtna utsläpp av olika föroreningar som fastställts med stöd av miljöskyddslagen" och "de mål som på detta sätt angivits av statsmakterna bör självfallet nås med så små uppoffringar som möjligt".

Av direktiven framgår att miljöförstöringens kostnader bör reduceras. Ingenting sägs dock om reduktionens storlek. Dessutom skall insatser göras för att återställa förstörd miljö. Inte heller här finns något angivet om insatsernas storlek. Förstörd miljö skall "så långt möjligt" återställas. "Möjligt" relateras inte till några bestämda restriktioner, utan får anses gälla en sammanvägning i varje fall av de begränsningar som hänsyn till miljö, teknik, ekonomi, sysselsättningsläge etc. innebär. Däremot framgår det klart att oavsett till vilken grad miljöförstöringen skall hejdas och oavsett hur långt förstörd miljö skall återställas skall det ske med så små uppoffringar som möjligt, dvs. till lägsta samhällsekonomiska kostnad. För att minska miljöförstöringen och för att återställa förstörd miljö går det åt olika slags basresurser (arbete, land, miljö och kapital). Dessa resurser skulle i de flesta fall kunna utnyttjas till alternativa ändamål. Kostnaderna för samhället att använda dessa resurser inom miljösektorn bestäms av deras alternativa användning. Kostnaderna utgörs alltså av resursernas alternativvärde. I det följande antas att priserna på resurserna (i de fall de har något åsatt pris) speglar deras alternativa värde. Detta innebär att i de fall resurserna är föremål för köp och försäljning på en marknad, antas marknadspriset ge upplysning om resursens verkliga värde.

Detta kapitel syftar till en allmän kartläggning av olika miljöpolitiska styrmedel och deras egenskaper. Den typ av miljöpolitiska mål som diskuteras är kvantitativa, operationella mål. De kan ses som delmål, underordnade de tidigare nämnda övergripande miljöpolitiska målen, som brukar anges i kvalitativa termer. Vidare behandlas dels kostnadsbärare vid olika styrmedel, dels kravet att de miljöpolitiska målen skall uppnås med så små uppoffringar som möjligt. De olika styrmedel som skall behandlas i detta kapitel är

a) regleringar
b) miljöavgifter
c) försäljning av koncessioner
d) ekonomiska stödåtgärder
e) upplysning och propaganda.

9.2 Regleringar

Som framgår av kapitel 3 har i huvudsak olika regleringar använts som styrmedel i den svenska miljöpolitiken. De är av något av följande slag eller kombinationer därav.

1) Tillståndsprövning (inklusive anmälningsskyldighet)
2) Lokaliseringsprövning
3) Generella produktnormer
4) Generella utsläppsnormer

Tillståndsprövning och anmälningsskyldighet kan sägas vara ett sätt att sprida information om planerad miljöförstöring från framtida potentiella miljöförstörare till olika miljömyndigheter. Dessa prövar om den planerade verksamheten överhuvudtaget kan tillåtas och fastställer de utsläpp som i så fall med hänsyn till miljömässiga, tekniska och ekonomiska faktorer bedöms som acceptabla. Utgångspunkten för bedömningarna är tillgänglig kunskap om effekterna i miljön av olika föroreningar samt om de åtgärder som bedöms tekniskt möjliga att genomföra. Vid bedömningen tas också hänsyn till vilka kostnader den prövade verksamheten rimligen bör kunna bära. Som framgått av bl. a. kapitel 6 är det värdet av miljöförstöringen som är det intressanta när t. ex. optimal reningsgrad skall bestämmas. De överväganden som ligger till grund för dagens beslut om tillåtlighet och reningskrav kan sägas implicera en sådan värdering, men någon grundligare analys av miljöförstöringens negativa värde i det enskilda fallet som underlag för utsläppsgränser och reningskrav sker inte hos miljömyndigheterna. Kunskaper om miljöförstöringens värde är överhuvudtaget ytterst begränsade. Vissa uppskattningar av värdet av miljöförstöringens effekter har gjorts på avgränsade områden. Som exempel kan tas den värdering av korrosionsskador till följd av luftföroreningar, som berörs i betänkandet (SOU 1974:10) om begränsning av svavelutsläpp. Miljövårdsforskningen är ett relativt nytt vetenskapligt område. Metodproblem finns redan då det gäller att mäta storleken av vissa utsläpp och omfattningen av en miljöstörning. Många effekter i miljön uppstår först på lång sikt. Effekter kan uppträda även på långt avstånd från källan. Kartläggning av effekter och fastställande av orsakssamband är därför i många fall en svår uppgift. Än fler problem möter vid värdering av effekter. Skador på material kan, som t. ex. korrosionsskador värderas genom priserna på ersättningsmaterial, medan skador på människors hälsa är svårare att värdebestämma. Svårigheterna ökar då det gäller värdering av minskad trivsel, oro, minskade möjligheter till rekreation, förlust av vetenskapliga värden etc.

För vissa ämnen, effekter och utsläppsmängder står det klart att de inte kan tillåtas. Kostnaderna för de skador som uppstår bedöms i praktiken som oändligt höga – de måste "till varje pris" undvikas. Klara gränsvärden kan sättas eller vissa föroreningsutsläpp eller produkter helt förbjudas. I flertalet fall är emellertid förutsättningarna för beslut om t. ex. utsläppsmängder mera komplicerade. Detta gäller särskilt i ett läge där en första grovsanering genomförts och där kända orsaker till "oändliga" kostnader undanröjts. Det är därför av mycket stor vikt att så långt möjligt objektivt fastställa de kostnader och intäkter olika ändringar av föroreningsmängderna medför. Det

är dock fel att tro att det alltid går att objektivt fastställa värdet på samtliga kostnader och intäkter. En ökad kartläggning av de faktiska kostnaderna och intäkterna kan emellertid minska beroendet av de helt subjektiva värderingarna. Som underlag för exempelvis beslut om utsläppsmängder vid tillståndsprövning eller liknande används i stället för värden på störningens effekter, i vissa fall hygieniska gränsvärden, biologiska bedömningar eller ibland kanske mera erfarenhetsmässiga uppskattningar av en recipients kapacitet, tekniska begränsningar osv. Till detta kommer att miljömyndigheten skall avgöra vad som är ekonomiskt rimligt. Det kan finnas olika vägar för att hålla inne föroreningar med olika kostnadskonsekvenser. Vidare innebär "ekonomiskt rimligt" en bedömning av den prövade verksamhetens framtida lönsamhet. Av förklarliga skäl är även här miljömyndigheternas information begränsad. Allt detta innebär att miljömyndigheterna på grund av denna högst begränsade information kan fatta beslut som väsentligt avviker från vad som är samhällsekonomiskt önskvärt. Beslut enligt miljöskyddslagen kan således innebära långvariga tillstånd till miljöstörning, som vid en noggrann värdering av effekterna skulle visa sig samhällsekonomiskt alltför stor. Dessa tillstånd gäller enligt miljöskyddslagen i tio år. Under denna tid kan stora förändringar ske i värderingen av miljöförstöring, tekniken att innehålla förorenigar samt i verksamhetens ekonomiska möjligheter att förändra sin miljöpåverkan. Vid väsentligt ändrade förhållanden ges möjligheter till tidigare omprövning av beslut. Det är dock att märka att "väsentlig" utgör en mycket stark förutsättning. Vid stor osäkerhet vid beslutstillfället kan emellertid viss försökstid föreskrivas.

Problem som de berörda kan naturligtvis minskas genom bättre beslutsunderlag[1] kombinerat med en tidsmässigt bättre koppling mellan förändrad information (beslutsunderlag) och omprövning av tillstånd.

Lokaliseringsprövning kan ses som ett sätt att styra var en viss typ av produktion får äga rum. Ett ja eller nej från miljösynpunkt till en viss lokalisering bör även den vila på en undersökning av värdet av den väntade miljöstörningens effekter. Oavsett om värdet härav verkligen undersökts innebär ett ja eller nej till en viss lokalisering en viss värdering av miljöstörningen. En annan lokalisering kan nämligen ofta i något avseende innebära ökade kostnader vilka får ses som ett minsta värde på miljön på den ort där verksamheten inte fick etableras.

Bestämmelserna om svavelhaltigt bränsle utgör exempel på en kombination av generella produktnormer och utsläppsnormer. Fastställandet av generella normer innebär inte någon omedelbar kontroll av det totala utsläppet i landet, eftersom endast produkt- och utsläppskvaliteten är reglerad men ej den använda kvantiteten bränsle. Detta behöver emellertid ej utgöra något allvarligt problem eftersom i många fall kvantiteten kan prognostiseras. I de fall det totala utsläppet inom landet eller inom en större region skall minskas oavsett var minskningen sker är normer som är generella för landet eller för regionen en möjlig väg. De normer som gäller för svavelhaltiga bränslen grundar sig dels på målet att minska det totala utsläppet av svaveldioxid i landet, dels på strävan att förbättra lokala förhållanden så att halterna av svaveldioxid inte överstiger vissa gränsvärden. Därvid har två olika riktvärden för förekomst av svavel i luft valts. De har varit ledande för normerna för svavelhaltigt bränsle och för den geografiska

[1] Se även 8.3.

turordning de införts i, liksom de är det för villkor rörande svavelutsläpp från industriprocesser samt för utsläppens lokalisering i högt belastade områden. Det ena riktvärdet avser högsta godtagbara halter och har valts för att skydda mot hälsoeffekter. Det andra värdet, som är lägre, utgör målet för ett långsiktigt luftvårdsarbete och tar hänsyn till även andra olägenheter. Målet att på längre sikt begränsa de totala utsläppen till en viss nivå är den andra faktorn som bestämt nedtrappningsprogrammet, dvs. de angivna normerna och tidsplanen för deras genomförande. Målet i fråga om de totala utsläppen är att dessa i mitten av 1980-talet inte skall överskrida den nivå som gällde i början av 1950-talet. Detta mål kan ses som en kombination av vad som bedömts i olika avseenden nödvändigt och möjligt. Ingenting säger dock att det är en utsläppsnivå som kan betecknas som optimal. Även om den naturvetenskapliga forskningen gett en relativt klar bild av effekterna av utsläpp av svaveloxider är det inte tillräckligt för att bestämda kvantitativa mål skall kunna formuleras. För detta krävs att effekterna även kan värderas. Generella normer – utsläpps- eller produktnormer – är således användbara då de totala utsläppen av en förorening skall angripas eller då de externa effekterna av ett visst utsläpp eller en viss produkt alltid är lika. I många fall varierar de externa effekterna av ett utsläpp från plats till plats. I den refererade svavelpolitiken med sina generella normer kan det stegvisa införandet av de strängare normerna med början i de mest belastade områdena ses som en anpassning till storleken av de externa effekterna av svavelutsläpp. Syftet med en sådan anpassning kan allmänt anges vara att till en viss kostnad nå största möjliga positiva effekt. Teoretiskt skulle detta syfte nås mest effektivt genom individuella normer. Här uppstår emellertid i stället kostnader för fastställandet av sådana normer. Ett särskilt problem utgör mobila föroreningskällor som t. ex. bilar. För dem gäller enligt nuvarande lagstiftning utsläppsnormer som är generella för vissa årsmodeller. En differentiering av dessa med hänsyn till de externa effekternas storlek inom olika områden skulle innebära att en bils miljöstandard, t. ex. avgasutsläpp, skulle avgöra var den fick framföras. Olika regler på olika platser innebär emellertid för mobila källor stora övervakningskostnader. Generella normer kan under sådana förutsättningar visa sig vara effektivast även i situationer med skiftande externa effekter.

Sammanfattningsvis kan om de olika regleringsmetoder som här behandlats sägas att de kan användas på ett samhällsekonomiskt riktigt sätt endast om respektive styrmedels kostnader och intäkter i vid bemärkelse på något sätt är kända.

De samhällsekonomiska kostnader som förorsakas av användningen av någon regleringsmetod kan delas upp i följande slag (jämför miljövårdens delkostnader i kapitel 7 samt kapitel 8 "Miljöförstöringens kostnader").

a) Kostnader för att välja ut och administrera ett styrmedel och kontrollera resultatet. (Delkostnad 1)
b) Kostnader för att uppfylla de krav på föroreningsreduktion som styrmedlet innebär. (Delkostnad 2)
c) Kostnader för den miljöstörning som tillåts (Miljöförstöringens kostnader).

Kostnader under a) kommer att bäras av miljömyndigheten, under b) av den verksamhet som regleras, medan den allmänhet som påverkas av förorening-

arna eller dess effekter bär kostnaderna under c). Mot bakgrund av det ofullständiga beslutsunderlag som ligger bakom användningen av olika regleringsmetoder kan ofta den slutliga kostnadsfördelningen ses som ett resultat av de förhandlingar som förs mellan miljömyndigheterna och dem som släpper ut föroreningar – emittenterna.

9.3 Miljöavgifter

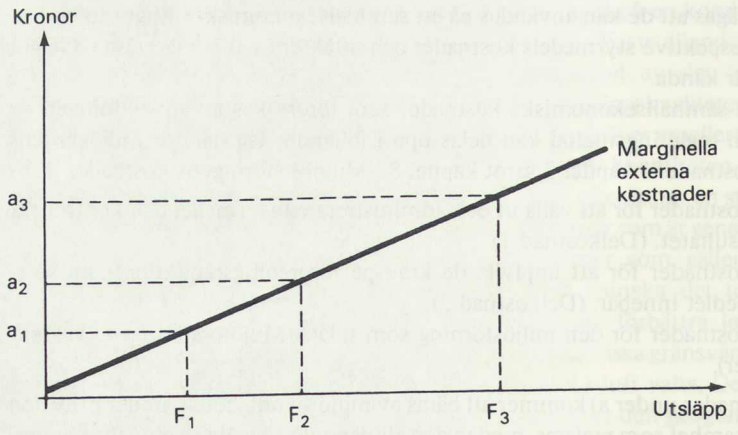
Miljöavgifter har i den offentliga debatten ofta angetts som ett alternativ till administrativa styrmedel. Dessa avgifter kan utformas på olika sätt och användas i olika syften.

Utsläpp av föroreningar medför negativa externa effekter. I figur 9.1 visas en antagen kurva över värdet av de marginella negativa externa effekterna till följd av utsläpp av förorening F.

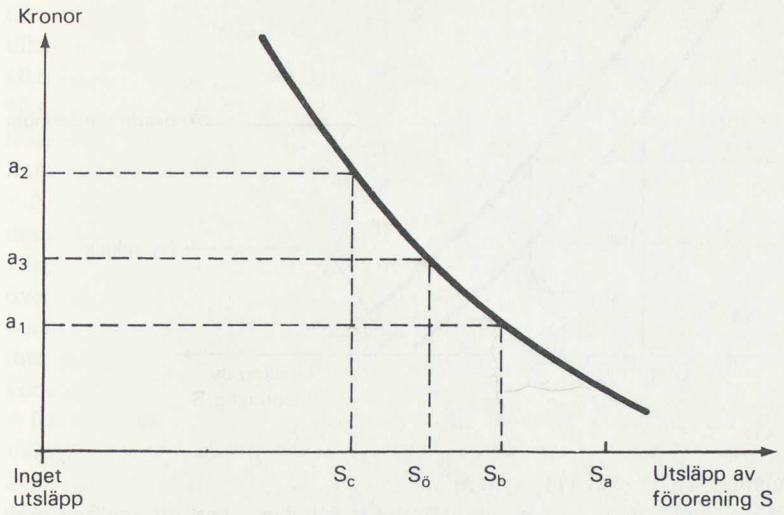
Det teoretiskt mest önskvärda är att en miljöavgift direkt motsvarar värdet av de externa effekterna. För föroreningsenheten F_1 skulle då avgiften vara a_1, för föroreningsenheten F_2, a_2, och för utsläppsenheten F_3 skulle den vara a_3. I detta fall skulle alltså avgiften för varje ytterligare föroreningsenhet öka eftersom de marginella externa effekterna här antas vara tilltagande.

Då miljöförstöringen är en kostnad för samhället innebär ett system med perfekta miljöavgifter att den som beslutar om verksamhetens storlek får kännedom om dess totala kostnader. Detta innebär inte alltid att hela avgiften kommer att betalas. Det kan vara billigare för emittenten att helt eller delvis innehålla föroreningsmängden t. ex. genom ändrad processteknik eller installation av reningsutrustning. Beslut om att betala avgiften eller hålla inne en viss föroreningsenhet beror alltså på kostnaderna för att innehålla föroreningsenheten.

Som framgår av bl. a. kapitel 8 är i praktiken oftast värdena på de marginella externa effekterna inte kända. Detta gäller vid användning av såväl s. k. administrativa styrmedel som avgifter och dömer inte ut miljöavgiften som ett verksamt styrmedel. Oavsett önskemålen om en fullständig kostnadsbild som underlag, kan ett miljöpolitiskt mål fastställas genom en politisk beslutsprocess utan närmare information om värdet av de marginella externa



Figur 9.1 Marginella externa effekter till följd av förorening F.

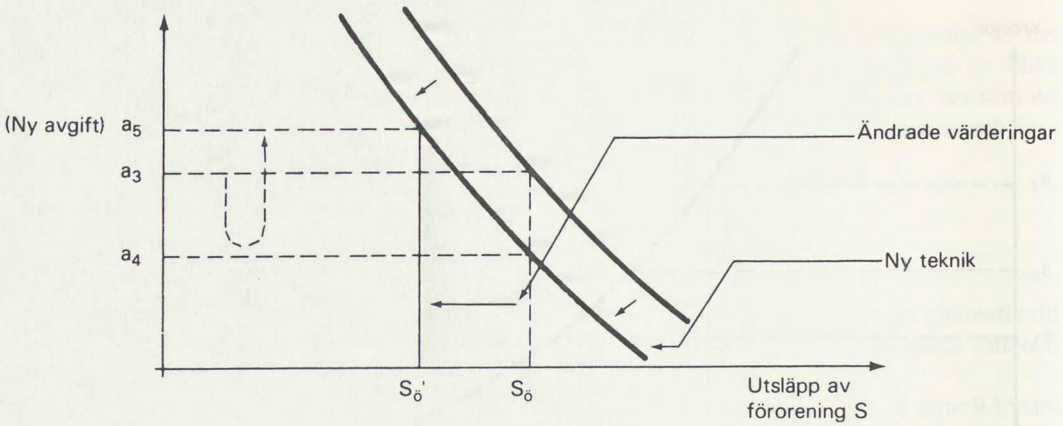


Figur 9.2 Marginella kostnader för reduktion

effekterna. I följande exempel antas att ett totalt utsläpp av en viss förorening S är S_a. Politiskt beslutas att den totala föroreningsmängden skall minskas till $S_ö$. Som styrmedel väljs avgift. Reduktionen medför kostnader. Enkla samband mellan kostnader och reduktion av den typ som visas i figur 9.2 föreligger inte alltid i verkligheten. Så t. ex. kommer kostnadsökningarna vid rening av kommunalt avloppsvatten att ske språngvis beroende på hur många reningssteg som sätts in. I det följande sker en analys av olika styrmedel, och det är därvid av vikt att vid framställningen beskriva förhållandet mellan kostnader och reduktion på ett generellt sätt för att därigenom öka analysens allmängiltighet. Figur 9.2 t. ex., avser därför endast att spegla det vanliga förhållandet att de marginella reduktionskostnaderna ökar ju längre reduktionen drivs.

I valet mellan att betala en avgift eller rena ett visst utsläpp måste dock även hänsyn tas till de eventuella fasta kostnader som ett reningsalternativ medför. Det marginalresonemang som utnyttjas i det följande är därför av värde endast om dess resultat är konsistent med resultatet i en totalkalkyl.
Då varken kostnadskurvan eller värdet av de externa effekterna är kända kan miljöavgiften användas på följande sätt. Under tidsperiod 1 sätts avgiften till a_1. Detta medför en minskning av utsläppsmängden från S_a till S_b. För mängden mellan S_a och S_b är det nämligen billigare för emittenten att på något sätt hålla inne utsläppen än att betala avgift för dem. Till vänster om S_b är det däremot billigare att betala avgiften.[2] Detta leder till att föroreningsutsläppet minskar från S_a till S_b vid avgiften a_1, och för resterande utsläpp betalas avgift. Utsläppsmängden S_b är dock större än målet, $S_ö$, varför avgiften måste höjas. Under period 2 antas den bestämd till a_2, varvid utsläppsmängden minskar till S_c. Detta är emellertid ett mindre utsläpp än vad som enligt det politiska beslutet satts som mål. Avgiften kan därför sänkas. Vid möjligheter till i stort sett kontinuerliga ökningar och minskningar i reningsgrad, kommer då föroreningsmängden ånyo att öka. Dyr utrustning (höga fasta kostnader) med låga rörliga kostnader kan dock hindra eller fördröja en sådan ändring. Genom den beskrivna "steg-för steg-processen" kan utsläppsmängden $S_ö$

[2] Under förutsättning att de totala reningskostnaderna understiger den totala avgiftssumman.



Figur 9.3 Tekniska framsteg och ändrade värderingar påverkar avgiftssättningen.

uppnås, vilket sker vid avgiften a_3.

Sett i ett längre tidsperspektiv är det inte heller säkert att avgiften skall bibehållas vid a_3. Tekniska framsteg kan sänka kostnaderna för att innehålla föroreningarna. Vid oförändrat mål innebär detta att avgiften bör sänkas. Ändrad värdering av den resterande miljöförstöringen kan på samma sätt på lång sikt medföra höjning av avgiften. Detta visas i figur 9.3.
Som figur 9.3 visar sänks avgiften till a_4 vid införandet av ny teknik men höjs totalt sett till a_5 beroende på ändrade värderingar.

Om avgifter av den typ som diskuterats används kan kostnaderna fördelas på kostnadsslag och kostnadsbärare enligt följande.

a) Kostnader för att välja ut och administrera styrmedel och kontrollera resultatet
b) Kostnader för att uppfylla de krav om föroreningsreduktion som styrmedlet innebär
c) Kostnader för den miljöförstöring som tillåts.

På samma sätt som vid användning av s. k. administrativa styrmedel kan kostnaderna i grupp a) till största delen komma att bäras av någon miljömyndighet. Såväl vid användandet av administrativa styrmedel som avgifter av här behandlad typ, kan dock dessa kostnader till viss del övervältras på emittenten genom något debiteringssystem.

Kostnaderna för att uppfylla kraven på utsläppsreduktion bärs även i avgiftsfallet av emittenten.

För kostnaderna i grupp c), dvs. kostnaderna för den miljöförstöring som tillåts föreligger en klar skillnad mellan den typ av avgift som här diskuterats och de regleringar som behandlas under punkt 9.2. I avgiftsfallet får förorenaren betala även för den föroreningsmängd som släpps ut. Huruvida avgiftssumman verkligen motsvarar miljöförstöringens kostnader, dvs. värdet av de negativa externa effekterna, beror på hur väl avgiften är relaterad till dessa. Väsentligt är emellertid att inget utsläpp får ske gratis. Detta kan naturligtvis vara önskvärt utifrån rent moraliska aspekter, men av intresse i detta sammanhang är främst att avgiften utgör ett kontinuerligt tryck på förorenaren att ständigt söka efter möjligheter att minska sina miljökostnader och därigenom minska utsläppet av förorening till miljön. Avgiften har därför

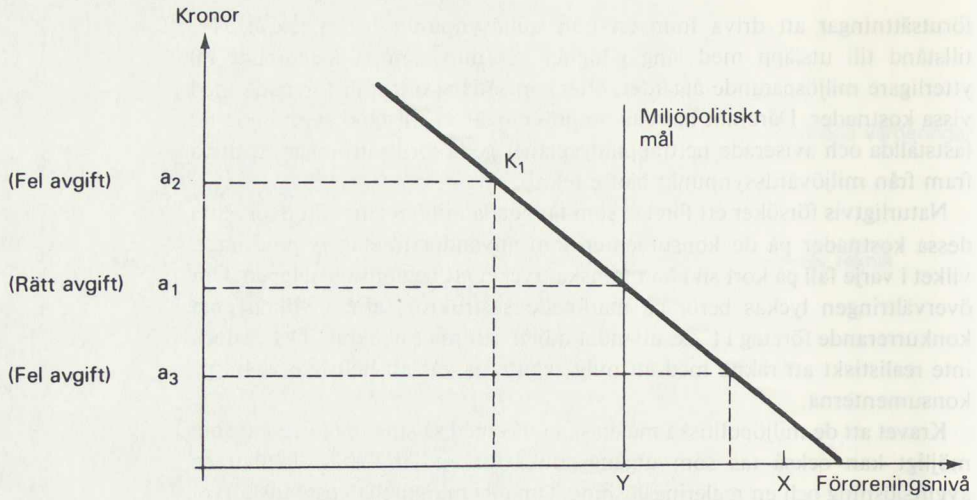
förutsättningar att driva fram en från miljösynpunkt bättre teknik. Ett tillstånd till utsläpp med lång giltighet ger inte samma incitament till ytterligare miljösparande åtgärder, eftersom sådana oftast är förenade med vissa kostnader. Däremot har täta omprövningar av tillstånd samt i god tid fastställda och aviserade nertrappningsplaner goda förutsättningar att driva fram från miljövårdssynpunkt bättre teknik.

Naturligtvis försöker ett företag som får betala miljöavgifter att övervältra dessa kostnader på de konsumenter som använder företagets produkter, vilket i varje fall på kort sikt kan minska trycket att begränsa utsläppen. Om övervältringen lyckas beror på marknadens struktur samt i vilken grad konkurrerande företag i t. ex. utlandet möter samma miljökrav. Det är dock inte realistiskt att räkna med att miljöavgifterna går att helt övervältra på konsumenterna.

Kravet att de miljöpolitiska målen skall nås med så små uppoffringar som möjligt kan också tas som utgångspunkt för en jämförelse mellan en avgiftslösning och en regleringslösning. Om alla marginella kostnadskurvor och alla kurvor som visar värdet av de marginella externa effekterna för varje företag och varje recipient vore kända skulle möjligheterna att uppnå optimal reningsgrad för varje verksamhet vara lika stora antingen styrningen gjordes genom regleringar eller avgifter. I verkligheten är emellertid inte dessa marginella kostnader och externa effekter kända. Problemet blir därför att utifrån ofullständig information söka den lösning som bäst svarar mot kostnadsminimeringskravet. Därvid finns det anledning att skilja mellan två huvudfall. Dels en situation där en verksamhet svarar för hela föroreningsmängden (fall 1), dels ett läge där flera verksamheter gör det. En restriktion i det senare fallet är att det måste vara utan betydelse hur den totala utsläppsminskningen fördelas mellan verksamheterna (fall 2). Detta kan gälla med hänsyn till den totala föroreningsmängden i landet, i en region eller i en recipient. Ett exempel på den första situationen kan vara en fabrik som ensam släpper ut föroreningar. Den andra kan vara ett antal företag som alla förorenar en viss sjö med en viss typ av förorening.

Utgångsläget är i båda fallen att emittenterna är kända, medan däremot detaljkunskap saknas om värdet av de externa effekterna och de enskilda verksamheternas kostnader för olika grad av föroreningsreduktion. Vidare antas i detta sammanhang att det inte kostar något att använda olika styrmedel. Detta antagande slopas senare då kontroll och administrationskostnader för olika styrmedel diskuteras.

Antag att den ursprungliga föroreningsnivån i fall 1 är X. Denna nivå skall enligt beslut sänkas till Y. Det miljöpolitiska målet är alltså att uppnå föroreningsnivån Y. Marginalkostnadskurvan för att reducera föroreningsnivån är K_1, men denna kurva behöver, som tidigare nämnts, inte vara känd för miljömyndigheten. Frågan är nu vilket styrmedel som skall användas. Användningen av en regleringslösning innebär att utsläpp över Y-nivån förbjuds. Reduktion från X till Y kommer dessutom att ske till lägsta kostnad. Används istället avgiftslösningen kan reduktionen förväntas ske till lägsta kostnad endast om avgiften sätts rätt från början eller kan justeras utan kostnad. Båda förutsättningarna är ganska osannolika. Dels är kostnadskurvan för reduktion inte känd av miljömyndigheten, dels kan sällan en överinvestering i reningsutrustning skiljas ut och avyttras eller en investering



Figur 9.4 Avgift och reglering i fall 1.

byggas på med hur små enheter som helst.

I fall 1, dvs. med en emittent som svarar för hela utsläppet, förefaller det således troligt att användning av regleringsmetoden snabbare leder fram till det miljöpolitiska målet samtidigt som kostnadsminimeringskravet säkrare uppnås.

I utgångsläget antogs att själva användandet av ett styrmedel inte är förenat med någon kostnad. Både avgifts- och regleringslösningen kräver emellertid kontroll av utsläppsnivån. För avgiftslösningen tillkommer kostnader för att administrera avgiften.

De olika styrmedlens egenskaper kan för fall 1 sammanfattas i följande tabell. Vilket styrmedel som skall föredras beror på hur de olika bedömningskriterierna värderas.

I fall 2 svarar flera olika verksamheter för den totala föroreningsmängden. För enkelhetens skull antas att de förorenande företagen är två och att den totala aktuella föroreningsmängden är Z enheter. Denna föroreningsnivå skall minskas till W enheter. Det miljöpolitiska målet är alltså utsläpp totalt av W

Tabell 9.1 Fall 1

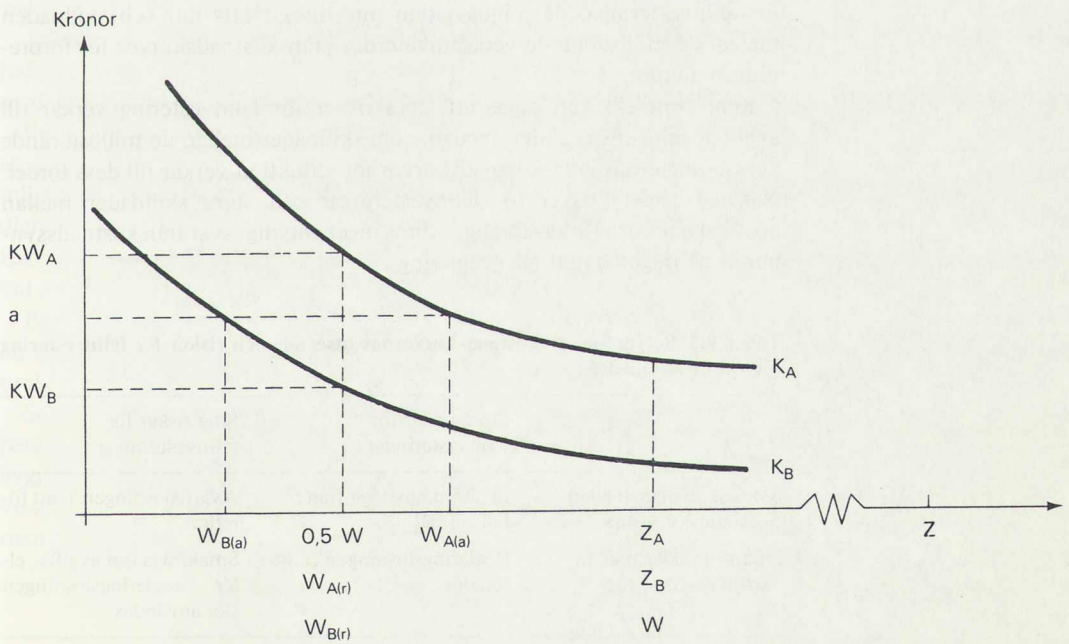
Styrmedel / Bedömningskriterier	Avgift	Reglering av utsläppsnivån
Medför gratisutsläpp	Nej	Ja
Ger incitament att utveckla miljösparande teknik	Kontinuerligt	Diskontinuerligt (t. ex. genom viss "tidtabell" för genomförande av åtgärder)
Leder säkrast till att målet uppnås direkt till lägsta kostnad	Nej	Ja
Kontroll- och administrationskostnader	Högre	Lägre

enheter fördelat på de båda företagen A och B. De släpper ursprungligen ut mängderna $Z_A + Z_B = Z$. På samma sätt som i fall 1 är nu frågan vilket styrmedel som skall användas för att minska den totala föroreningsmängden från Z till W. De nya utsläppsmängderna W_A resp. W_B från de båda företagen skall vara så stora att $W_A + W_B = W$. Om W är 50 procent av Z kan en närliggande regleringslösning innebära att båda företagen skall minska sina föroreningsutsläpp med 50 procent för att därigenom det miljöpolitiska målet med säkerhet skall uppnås. Självfallet kan andra reduktionsbestämmelser tänkas, men då miljömyndigheterna inte antas ha någon information om de enskilda företagen kan en 50-procentig individuell minskning vara lika välmotiverad som varje annan minskningsmix. Mot denna regleringslösning kan ställas en avgiftslösning av tidigare refererad typ, där en viss avgift inledningsvis bestäms, varefter den totala föroreningsmängden mäts. Avgiften kan justeras efter hand till dess att önskad utsläppsnivå uppnås. Tidsaspekten på en avgiftsjustering har tidigare berörts. En snabb anpassning till ändrad avgift kan ske endast då reningsutrustningens storlek lätt kan ändras.

Om gränskostnadskurvorna för föroreningsreduktion är olika för de båda företagen t. ex. beroende på att de använder olika produktionsteknik, att de producerar olika varor eller har olika ålder på produktionskapitalet leder regleringslösningen inte automatiskt till en kostnadsminimering. I figur 9.5 visas kostnadseffekterna av de båda styrmedlen.

Företag A och B antas ursprungligen släppa ut samma föroreningsmängd. $Z_A = Z_B \cdot Z_A + Z_B = Z$. Det miljöpolitiska målet är W som är 50 procent av Z.

Figur 9.5 Avgift och reglering i fall 2.



$W = 0{,}5Z$. Kravet måste då bli att $W_A + W_B = W$. Regleringslösningen antas innebära att företag A och B båda minskar sina utsläpp med 50 procent.

$$W_{A(r)} = 0{,}5\ Z_A$$
$$W_{B(r)} = 0{,}5\ Z_B$$
$$W_{A(r)} + W_{B(r)} = W$$

Respektive företags marginalkostnadskurva för att reducera utsläppen är K_A och K_B. Det intressanta med denna lösning är emellertid att kostnaden för att reducera den sista enheten utsläpp är mycket högre för företag A, kostnaden KW_A jämfört med företag B, kostnaden KW_B. Det uppsatta miljöpolitiska målet W kan därför nås till en lägre kostnad genom att företag A reducerar sitt utsläpp mindre än företag B. Utsläppsmålet W uppnås med så små uppoffringar som möjligt då företag A:s utsläpp är $W_{A(a)}$ och företag B:s utsläpp är $W_{B(a)}$.

$$W_{A(a)} + W_{B(a)} = W$$

Om miljömyndigheten inte har kunskap om de olika företagens kostnadskurvor är en regleringslösning med just de reduktionskrav på företag A och B, som blir det slutliga resultatet av en avgiftslösning, inte särskilt sannolikt.

Avgiften leder däremot till kostnadsminimering om den direkt sätts till a. Eftersom miljömyndigheterna ej heller förutsätts ha kännedom om företagens kostnadskurvor är detta tämligen osannolikt. Då rätt avgift således förmodligen inte kan sättas direkt, beror avgiftslösningens totala kostnader på i vilken grad felaktiga resursallokeringar uppkommer då avgiften stegvis flyttas i riktning mot den rätta avgiftsnivån.

Vid genomgången av fall 2 framstår två faktorer som betydelsefulla för valet mellan en avgifts- eller regleringslösning då kravet är att det miljöpolitiska målet skall uppnås med så små uppoffringar som möjligt. De är risken för felinvesteringar då miljöavgiften inte direkt sätts rätt och skillnaden mellan de miljöstörande verksamheternas gränskostnadskurvor för föroreningsreduktion.

Rent generellt kan sägas att stora risker för felinvestering verkar till avgiftslösningens nackdel, medan stora skillnader mellan de miljöstörande verksamheternas gränskostnadskurvor för reduktion verkar till dess fördel. När t. ex. både risker för felinvesteringar och stora skillnader mellan kostnadskurvorna antas föreligga finns inget entydigt svar från kostnadssynpunkt på frågan avgift eller reglering.

Tabell 9.2 Betydelsen av kostnadskurvornas utseende och risker för felinvestering för val av styrmedel

	Stora risker för felinvesteringar	Små risker för felinvesteringar
Stora skillnader mellan kostnadskurvorna	Bedömningsfråga från fall till fall	Avgiftslösningen är att föredra
Små skillnader mellan kostnadskurvorna	Regleringslösningen är att föredra	Smakfråga om avgifts- eller regleringslösningen ska användas

Medelsvalet kan dock inte bestämmas enbart från dessa utgångspunkter. Hänsyn måste också tas till att den redovisade avgiftslösningen inte medför gratisutsläpp och ger kontinuerligt incitament till att utveckla miljösparande teknik. Vidare bör observeras att de båda styrmedlen kan medföra olika stora kostnader för t. ex. administration och kontroll.

Sammanfattningsvis kan sägas om situationer där flera olika verksamheter tillsammans producerar den föroreningsmängd som skall påverkas (fall 2) att styrmedelsfrågan måste avgöras från fall till fall. Inget medel kan sägas vara i alla lägen överlägset det andra. Det finns fall då avgift klart är att föredra framför regleringar och vice versa. Faktorer som spelar in vid valet kan vara hur snabbt en viss utsläppsnivå anses böra uppnås, vilken kunskap om kostnaderna för utsläppsreduktion som finns, samt, som tidigare påpekats, hur andra egenskaper hos de båda styrmedlen värderas i olika situationer.

Verkligheten är ofta en kombination av fallen 1 och 2. För en mängd olika slag av föroreningar gäller en lokal och en regional eller nationell eller även internationell aspekt. Ett utmärkt exempel är svavelutsläppen. Utsläppens lokalisering är ofta av stor betydelse för de lokala effekterna och utsläppen från en emittent kan ha avgörande betydelse för miljöförhållandena inom ett begränsat område. Från lokal synpunkt är därför fall 1 tillämpligt på flertalet miljöstörande verksamheter. Samtidigt som en verksamhet således kan ha stor betydelse för de lokala miljöförhållandena, utgör dess utsläpp endast en del av den totala föroreningsmängden i landet. Med hänsyn till totala förändringar kan det därför vara likgiltigt om en viss minskning sker vid en bestämd anläggning. I detta avseende tillhör då verksamheten fall 2.

Detta är ytterligare en anledning till att valet av styrmedel inte behöver vara ett antingen-eller utan snarare bör vara både-och. Utsläppsbegränsningar med hänsyn till lokala krav kan, som i fall 1, ske genom enskild prövning och reglering, medan därutöver styrning med hänsyn till den totala föroreningsmängden kan göras med t. ex. generella avgifter på resterande utsläpp.

Den typ av miljöavgifter som diskuterats har varit konstruerade så att de haft en klart styrande effekt. Det är dock möjligt att tänka sig miljöavgifter med enbart delvis styrande effekt liksom avgifter av rent finansiell natur.

En typ av miljöavgift, vars styreffekt är något osäker men som kan användas i finansierande syfte, är en avgift som potentiella och faktiska miljöförorenare kan tänkas få betala som kompensation för olika miljömyndigheters kostnader för t. ex. administration av styrmedel och kontroll. Exempel på en sådan kan i viss utsträckning sägas vara den avgift som utgår vid registrering av hälso- och miljöfarliga varor.

Beroende på i vilken relation avgiften sätts till de faktiska kostnaderna kan en sådan avgift få den effekten att den begränsar det för närvarande nästan undantagslöst kostnadsfria utnyttjandet av miljömyndigheternas tjänster.

Som exempel på en huvudsakligen finansiell miljöavgift kan nämnas den i betänkandet (SOU 1976:35) om dryckesförpackningar och miljö föreslagna avgiften om 5 öre på vissa dryckesförpackningar. De inkomna medlen kan visserligen användas för att förbättra den yttre miljön genom t. ex. städning, men detta är inte beroende av var medlen kommer ifrån.

9.4 Försäljning av koncessioner

Ytterligare ett styrmedel som i vissa fall skulle kunna tänkas vara användbart är försäljning av koncessioner. I korthet går detta ut på att miljömyndigheterna bestämmer sig för ett visst maximalt utsläpp av en förorening inom en viss region. Detta totala utsläpp, uppdelat i ett lämpligt antal enheter, bjuds sedan ut till försäljning. Då jämviktspriset på föroreningsmarknaden inte på förhand är känt är det lämpligt att sälja koncessionerna genom anbudsförfarande. Potentiella förorenare ges alltså möjlighet att köpa sig rättighet att släppa ut föroreningar. Detta att få betala för att släppa ut föroreningar har styrmedlet försäljning av koncessioner gemensamt med avgifter. Från moralisk synpunkt kan det synas betänkligt att köpa sig rätt att förorena, men såväl avgifter som försäljning av koncessioner innebär att förorenarna får betala för sina utsläpp till skillnad från i regleringsfallet då de gratis får göra samma utsläpp. Regleringslösningen innebär ju att förorenaren kan förhandla sig till rätt till utsläpp utan kostnad för egen del, trots att utsläppen ger upphov till en samhällsekonomisk kostnad i form av negativa externa effekter.

Styrmedlen försäljning av koncessioner och avgifter kan båda tolkas som ett sätt att markera att miljön tillhör samhället, representerat av miljömyndigheterna, vilka kan sälja miljötjänster (bl. a. rätt att förorena) till hugade spekulanter.

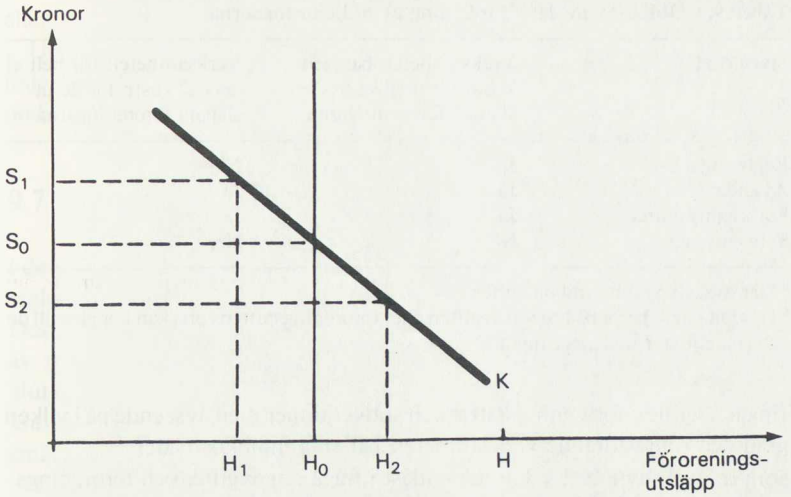
På samma sätt som i avgiftsfallet innebär försäljning av koncessioner att inga utsläpp sker gratis. Dessutom nås det miljöpolitiska målet med så små uppoffringar som möjligt. Till skillnad från avgiftsfallet, där justeringar kan behövas, kan försäljning av koncessioner på samma sätt som i regleringsfallet väntas leda till att det miljöpolitiska målet uppnås direkt.

Styrning genom försäljning av koncessioner är dock lämpligt endast i de fall påverkan på miljön är oberoende av utsläppskälla (dvs. fall 2). Som påpekats ovan motsvarar verkligheten sällan det renodlade fallet 2 och försäljning av koncessioner måste därför kombineras med andra styrmedel. Då fördelningen av tillstånden att förorena sker på marknaden genom köp och försäljning av koncessioner kan spekulation i koncessioner inte uteslutas. Dessutom kan sådana situationer befaras uppstå att t. ex. ett företag köper tillstånd för större utsläpp än vad som behövs för den egna verksamheten med syftet att försvåra verksamheten för konkurrenter, vilka också är i behov av tillstånd för utsläpp.

9.5 Ekonomiska stödåtgärder

De huvudsakliga motiven för ekonomiska stödåtgärder kan vara att underlätta för olika verksamheter att minska sin miljöstörning med känd teknik så att det miljöpolitiska målet uppnås eller att underlätta för olika verksamheter att utveckla och utprova miljösparande processer.

Användning av subvention som styrmedel illustreras i följande exempel, där det totala föroreningsutsläppet initialt antas vara H. Detta utsläpp skall emellertid minskas till H_0 som är det miljöpolitiska mål som satts upp. Den aktuella förorenande verksamhetens marginella kostnadskurva antas vara K.



Figur 9.6 Subvention som styrmedel.

Genom subvention av utsläppsminskande åtgärder, beräknad per enhet reducerat föroreningsutsläpp, kan de totala föroreningsutsläppen minskas. Hur mycket de sjunker beror på subventionens storlek. Vid subventionen S_2 i exemplet minskar föroreningsmängden till H_2, vilket inte är tillräckligt enligt uppsatt mål. Till höger om H_2 är subventionen större än reningskostnaden. Emittenten gör alltså en ekonomisk vinst på att rena sitt utsläpp. På samma sätt som i avgiftsfallet måste subventionens storlek ändras, i detta fall till dess att det totala föroreningsutsläppet blir H_0. Detta sker vid subventionsstorleken S_0. De problem i samband med felinvesteringar som nämndes i avgiftsfallet gäller även här.

Dessutom bör uppmärksammas att i exemplet utgår subventionen per reducerad enhet förorening oavsett hur reduktionen sker. Därmed säkerställs att reduktionen sker med så små uppoffringar som möjligt, vilket skulle bli mera osäkert om subventionen knöts till en viss teknik. En förutsättning för lika gynnsamt resultat vore i ett sådant fall att den valda tekniken i alla sammanhang var den billigaste. Detta skulle i sin tur kräva fullständig information om de marginella kostnadskurvorna för olika reduktionsmetoder. Sådan information finns knappast, vilket ytterligare understryker att subventioner enbart bör knytas till det miljöpolitiska målet och ej till olika sätt att uppnå detta.

Under förutsättning att subvention utbetalats per reducerad föroreningsenhet och att dess rätta storlek kan fastställas utan felallokering av investeringar i reduceringsteknik leder detta styrmedel fram till att det miljöpolitiska målet uppnås till lägsta kostnad. Som tidigare visats gäller detta under likartade förhållanden – god information om kostnader m. m. – även för andra styrmedel.

Från kostnadsfördelningssynpunkt innebär subventioner att den miljöstörande verksamheten inte bär sina miljökostnader fullt ut. En del av dem övertas i stället av samhället.

I tabell 9.3 görs en jämförelse mellan de behandlade styrmedlen regle-

Tabell 9.3 Olika styrmedel – fördelning av miljökostnaderna

Styrmedel	Verksamheten bär helt kostn för de icke utsläppta föroreningarna	Verksamheten bär helt el delvis[b] kostn för de utsläppta föroreningarna
Regleringar	Ja	Nej
Avgifter[a]	Ja	Ja
Föroreningsrätter	Ja	Ja
Subventioner	Nej	Nej

[a] Här avses styrande miljöavgifter.
[b] Graden härav beror på hur väl avgiften eller föroreningsrättens pris kan kopplas till de externa effekter utsläppet medför.

ringar, avgifter, föroreningsrätter och subventioner med avseende på i vilken grad den miljöstörande verksamheten bär sina miljökostnader.

Som framgår av tabell 9.3 är det endast i fråga om avgifter och föroreningsrätter som de totala[3] miljökostnaderna betalas av förorenaren. Regleringsoch subventionsfallen innebär att förorenaren får göra gratis utsläpp. Från kostnadsfördelningssynpunkt ger sålunda subventioner jämförda med t. ex. avgifter väsentligt olika resultat.

Subventioner kan inte sägas vara överlägsna avgifter eller regleringar som styrmedel, men kan väljas då en annan kostnadsfördelning eftersträvas än en där förorenaren svarar för kostnaderna. Ett nära till hands liggande motiv är farhågor för sysselsättningsproblem om t. ex. en företagare skulle välja att lägga ner en verksamhet framför att vidta erforderliga miljöskyddsåtgärder. Orsakssammanhangen är dock ofta mer komplexa än ett direkt beroende miljövårdsåtgärder-sysselsättning, och lösningar med mera renodlade styrmedel, dvs. ett styrmedel för vart och ett av målen förbättrad miljö och bibehållen sysselsättning är ofta effektivare.[4]

Det synes således inte finnas motiv till att använda reduceringssubventioner i andra fall än då det är önskvärt att stödja dem som driver den miljöstörande verksamheten, t. ex. av sysselsättningsskäl, eller dem som utnyttjar verksamhetens produktion (i vid bemärkelse alltså även tjänster).

Däremot förefaller det från miljösynpunkt rimligt att subventionera utveckling och utprovning av nya miljösparande processer. Motivet härtill är att nya forskningsrön oftast kommer hela samhället till godo på ett eller annat sätt. För att ytterligare understryka detta motiv kan till subventionerna kopplas regler rörande patent o. dyl. då dessa verkar hämmande på spridningen av samhällsnyttig information.

9.6 Upplysning och propaganda

Ett femte styrmedel är upplysning och propaganda. Till skillnad från de tidigare redovisade styrmedlen som bygger på antingen direkta regleringar eller ekonomiska incitament är avsikten med upplysning och propagande främst att påverka vissa värderingar och beteenden (t. ex. att inte kasta skräp i naturen) och öka kunskaperna (t. ex. informera om ekologiska sammanhang

[3] Med de förbehåll som anges i tabellen angående koppling mellan externa effekter och avgift resp. pris på föroreningsrätt. Inga utsläpp sker i varje fall kostnadsfritt.

[4] Som en randanmärkning kan påpekas att subventioner till miljöskyddsåtgärder inte kan garantera en helt oförändrad sysselsättning. Modernare, mindre miljöstörande processer är i många fall också mindre arbetskrävande.

eller om från miljösynpunkt lämplig teknik).

Upplysning och propaganda är mindre effektiva styrmedel än de övriga redovisade, eftersom den som så önskar kan negligera dem. De är dock ett nödvändigt komplement till andra styrmedel.

9.7 Påverkan på föroreningsproduktionen. Sammanfattning

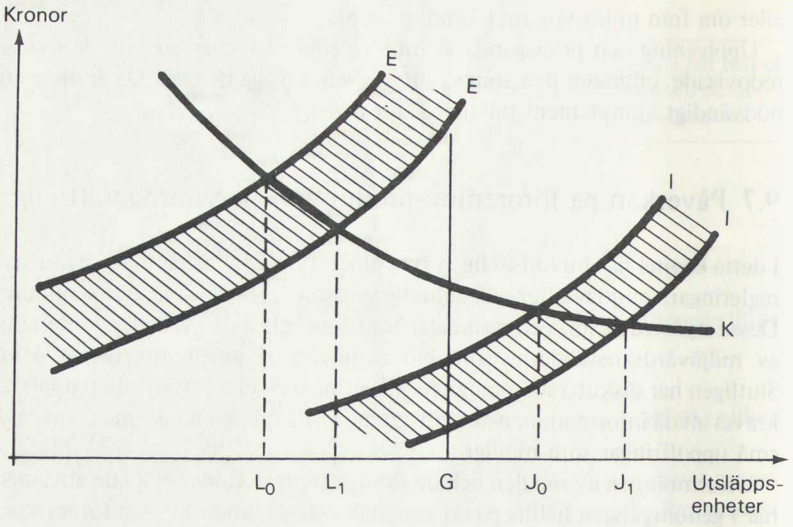
I detta kapitel har huvudsakligen fyra olika styrmedel behandlats, nämligen regleringar, miljöavgifter, försäljning av koncessioner samt subventioner. Dessa styrmedels för- och nackdelar har något belysts, liksom den fördelning av miljövårdskostnaderna som blir resultatet av användningen av dem. Slutligen har diskuterats möjligheterna att med de olika styrmedlen uppfylla kravet att då informationen är ofullständig nå de miljöpolitiska målen med så små uppoffringar som möjligt.

Utformningen av medlen och de förutsättningar, under vilka de används, har i genomgången hållits på ett generellt och schematiskt plan för att söka skapa en klarare uppfattning om förväntade effekter. Det framgår klart redan av en sådan analys att inget styrmedel kan sägas vara det genomgående bästa. Den aktuella situationen får tas som utgångspunkt för vilket eller vilka styrmedel som i praktiken skall väljas. Kombinationer av styrmedel kan många gånger tänkas ge den bästa lösningen. De renodlade situationer som valts för den förda diskussionen om avgifter och regleringar, betecknade som fall 1 och 2, är t. ex. i praktiken vanligtvis mera komplexa. Vilket fall som gäller kan bero på områdets storlek, inom vilket miljöeffekterna skall regleras. Flera miljöstörningar har således såväl lokala som nationella aspekter och alltså inslag av både fall 1 och 2.

Vid en samhällsplanering med strävan att samla särskilt miljöstörande industri till vissa områden kan exempelvis behövas lokalt eller regionalt anpassade styrmedel. Med generella regleringar och avgifter behöver därför inte avses nationellt generella – de kan också gälla samtliga verksamheter inom ett visst, mindre område. På samma sätt kan koncessioner prissättas med hänsyn till just lokala förhållanden.

Som utgångspunkter för genomgången av de olika typfallen har gällt att värdet av de marginella externa effekterna inte är känt och inte heller marginalkostnadskurvorna för att hålla inne föroreningar. De miljöpolitiska målen har således förutsatts bestämda utifrån en begränsad information, och de olika styrmedlens förmåga att nå detta mål med så små uppoffringar som möjligt har bland annat diskuterats. Detta får dock inte skymma det faktum att själva fastställandet av ett miljöpolitiskt mål egentligen kräver information om såväl värdet av de marginella externa effekterna som den totala marginella kostnadskurvan för reduktion av utsläpp. Som tidigare framhållits avses med miljöpolitiska mål här kvantitativa, operationella mål, till skillnad från de övergripande kvalitativa miljöpolitiska målen.

Även om ett miljöpolitiskt mål således kan nås till lägsta kostnad genom användning av ett kritiskt utvalt styrmedel måste målet också vara föremål för en kritisk granskning, vilket närmare belyses i följande exempel. Antag att ett miljömål med utgångspunkt i ofullständig information fastställs till G enheters utsläpp och att detta mål med något styrmedel nås till lägsta kostnad.



Figur 9.7 Miljöpolitik och informationsnivå.

I figur 9.7 antas den marginella kostnadskurvan för utsläppsreduktion vara K. Om metoder för att mäta värdet av de marginella externa effekterna utvecklas kan dessa fastställas inom vissa intervall. Som figuren visar är G ett felaktigt och för lågt[5] satt miljöpolitiskt mål om de marginella externa effekterna är E – E. I stället borde det miljöpolitiska målet ligga i området $L_0 - L_1$. På samma sätt kan visas att det miljöpolitiska målet är för högt[5] satt om de marginella externa effekterna är I – I. Målet borde då i stället legat i intervallet $J_0 - J_1$.

I den miljöpolitiska debatten om lämpliga styrmedel saknas således en väsentlig del så länge metoder att bestämma och värdera olika miljöstörningar inte utvecklats mer än på mycket begränsade områden. Det är angeläget att utveckla sådana metoder som underlag såväl för beslut om miljöpolitiska mål som för val av lämpligaste styrmedel. Den föregående diskussionen och värderingen av olika styrmedel har utgått från att informationen är begränsad. I framtiden behöver dock inte denna informationsbrist alltid råda, vilket kan leda till andra val av styrmedel. Den information som finns tillgänglig om bl. a. externa effekter och kostnaderna för att reducera utsläpp är, som framhållits, av betydelse för vilket styrmedel som är lämpligast.

[5] Under förutsättning att total- och marginalkalkylen ger samma resultat.

10 Återställande av förstörd miljö. Exemplet sjörestaurering

10.1 Inledning

Det övergripande målet för samhällets miljöpolitik brukar, som i utredningens direktiv, anges vara att garantera alla en livsvänlig miljö. Detta skall uppnås genom att miljöförstöringen hejdas och förstörd miljö så långt möjligt återställs. I det föregående har behandlats styrmedel för att hejda miljöförstöring och fördelning av kostnader i samband därmed. Här skall återställande av förstörd miljö diskuteras från samma utgångspunkter.

Det står klart att ordet "återställa' ' – ibland "restaurera" – då det gäller naturmiljön inte innebär ett fullständigt återskapande av tidigare, opåverkade förhållanden. Det går inte att på jämförelsevis kort tid återskapa sådana ekologiska förhållanden som utvecklats under mycket lång tid. Den nämnda målformuleringen använder också "så långt möjligt återställa", varvid "möjligt" får tolkas som en sammanvägning av vad som med hänsyn till ekologiska, tekniska och ekonomiska begränsningar kan åstadkommas. "Återställa" får därför närmast uppfattas som att ett på något sätt påverkat område ställs i ordning, så att det så nära som möjligt svarar mot det ursprungliga. En vidare tolkning är emellertid också möjlig, nämligen att ett förstört område ställs i ordning, men ges delvis annan utformning och eventuellt annan användning än den ursprungliga.

En starkt förorenad sjö kan med tillräckliga insatser efter hand återföras till ett stadium, som har mycket gemensamt med de förhållanden som rådde då sjön började användas som recipient eller då en första sjösänkning företogs. Kanske bedöms det dock tillräckligt att driva återställningsarbetet till en nivå där dålig lukt och överflödig vegetation avlägsnas och sjön åter blir ett tilltalande inslag i landskapsbilden. Vid återställande av flottningsleder avlägsnas flottningsrännor och andra byggnader i vattnet. Åtgärder med hänsyn till fisklivet kan också vidtas, t. ex. så att ojämnheter på bottnen och längs stranden återställs och småforsar, lugnvatten, lekplatser o. dyl. återskapas. Om spåren efter en grustäkt i en ås utplånas med hjälp av schaktmassor och liknande fyllnadsmaterial kan landskapsbilden återställas, men knappast åsens funktioner som grundvattenreservoar. I flertalet fall innebär återställningen inte heller att åsen återfår sitt ursprungliga utseende, utan mera att såren i landskapet döljs, t. ex. genom att tvära snitt och kala ytor ges mera naturenliga former och ny vegetation. Långt från återställande i egentlig bemärkelse är åtgärder som att ställa i ordning ett övergivet stenbrott, där grundvatten samlats, till en "sjö" för bad och fiske eller förvandla en

soptipp till skidbacke.

Begreppet återställa–restaurera kan sålunda ha skiftande innebörd; möjligen vore det rimligare att tala om att reparera. Detta är emellertid av mindre betydelse för en diskussion om styrmedel och kostnadsfördelning. En avsevärt viktigare skiljelinje i detta sammanhang går mellan fall som avser återställning av redan förstörd miljö och fall som avser i förväg fastslagen skyldighet att i framtiden återställa miljö som förväntas bli påverkad av pågående eller planerade ingrepp.

Som nämnts i genomgången av befintliga styrmedel (kapitel 3) innehåller naturvårdslagen bestämmelser om att återställningsåtgärder och säkerhet för sådana åtgärder kan ställas som villkor för tillstånd till täkt (18 §). I den aktuella paragrafen talas om åtgärder för att begränsa eller motverka skada på naturmiljön. I några av förarbetena till ändringar i naturvårdslagen (bl. a. prop. 1973:101 och 1974:166) kommenteras dessa bestämmelser, varvid åtgärderna direkt benämns återställningsåtgärder. Förelägganden om sådana åtgärder kan också göras i samband med andra arbetsföretag som kan komma att väsentligt ändra naturmiljön (20 §).

Liknande bestämmelser saknas i övrigt för verksamheter där negativ miljöpåverkan förutses, t. ex. vid prövning enligt miljöskyddslagen. Enligt direktiven till utredningen[1] för översyn av miljöskyddslagstiftningen skall emellertid behovet prövas av regler om skyldighet för dem som utövar eller har utövat miljöfarlig verksamhet att svara för återställande av skadade vattenområden.

De regler om återställning som finns gäller således uteslutande sådan återställningsskyldighet som skrivs in som villkor för tillstånd till vissa ingrepp i naturmiljön. Redan inträffad miljöförstörelse kan ofta vara följden av helt lagliga utsläpp eller andra ingrepp, eller sådana som har skett för mycket länge sedan. Någon reglering om hur dessa miljöproblem skall angripas finns knappast. Däremot förekommer i vissa fall ekonomiska styrmedel, subventioner, för att stimulera till återställningsåtgärder. Främst avses här de möjligheter till statsbidrag för restaurering av starkt förorenade sjöar och undersökningar i samband därmed, som infördes 1968. Dessa bidrag avsåg dock endast försöksverksamhet och har fördelats i syfte att få så bred erfarenhet som möjligt av olika restaureringsproblem och restaureringsmetoder. Bidragsgivningen har numera i stort sett upphört. Från och med den 1 januari 1977 kan bidrag lämnas till kalkning av sjöar och vattendrag. Bidragsgivningen avses i första hand pågå under en försöksperiod på fem år. Kalkning kan göras i både återställande och förebyggande syfte. Det årliga anslaget för bidrag till kalkning avses uppgå till 10 milj. kronor. För iståndsättning av odlingslandskap i områden som avsatts som naturreservat eller naturvårdsområde kan bidrag utgå med vanligen 50 procent av kostnaderna. I undantagsfall ges årliga driftsbidrag. I viss mån kan även bidrag för plantering av bokskog ses som bidrag till återställningsåtgärder. Från fonderade bilskrotningsavgifter skall medel kunna utgå till kommuner för att ställa i ordning på platser där bilvrak eller skrotbilsupplag medför olägenhet från natur- eller miljövårdssynpunkt. I detta fall finns dock även direkt reglering av kommunens skyldighet att ta hand om skrotbilar och ställa i ordning på platser där skrotbilsupplag medför olägenhet från naturvårdssynpunkt. Inom ramen för arbetsmarknadsverkets beredskapsarbeten anslås också medel till olika former av återställningsarbeten.

[1] Jo 1976:06.

10.2 Återställande åtgärder och finansieringsproblem

Miljöpolitikens två huvudinriktningar är dels att förebygga miljöskador, dels att återställa förstörd miljö. Exempel på återställande åtgärder är restaurering av sjöar, återställande av täkter, marksanering och skräpupplockning.

I kapitel 9 visades att det inte är samhällsekonomiskt motiverat att helt eliminera alla föroreningsutsläpp. Avsikten med prövning av miljöfarlig verksamhet enligt miljöskyddslagstiftningen är att väsentliga miljöstörningar inte skall tillåtas. Med hänsyn till såväl begränsade tekniska möjligheter som bristande kunskaper om effekterna av vissa föroreningar kan det dock inte uteslutas, att behov av restaurering kan uppstå även i framtiden på grund av utsläpp som görs nu och framgent.

Sanktionerade utsläpp i dag och framtida behov av återställande åtgärder behöver dock inte stå i något motsatsförhållande till varandra, utan kan vara resultatet av en medveten miljöpolitik. Det kan tänkas situationer där det blir "billigare" att nu acceptera vissa utsläpp och i framtiden vidta återställande åtgärder än att nu gå in för mycket långtgående begränsningar av utsläpp eller helt stoppa dem.

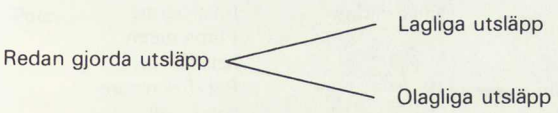
Förutsättningen för att en återställande åtgärd skall vidtas måste vara att den totala intäkten (nyttan) av åtgärden är större än den totala kostnaden för att genomföra den (totalkravet). Hur långt en återställande åtgärd skall drivas avgörs av relationen mellan de marginella intäkterna och kostnaderna. På samma sätt som vid föroreningsutsläpp och reningsåtgärder är det här möjligt att tala om en optimal omfattning av återställande åtgärder[2] (marginalkravet).

Oavsett när den återställande åtgärden sker måste total- och marginalkraven vara uppfyllda.

Återställande åtgärder medför både intäkter och kostnader. Kostnaderna kan fördelas på åtminstone två olika kostnadsbärare. Kostnaderna kan bäras av dem som har nytta (intäkter) av att de återställande åtgärderna genomförs (intäktsfinansiering).[3] Detta förutsätter emellertid att de som har nytta av en åtgärd är kända och möjliga att på något sätt debitera vissa kostnader. Kostnaderna kan också bäras av dem som, genom utsläpp e. dyl., gjort de återställande åtgärderna nödvändiga (förorenaren betalar). I det följande skall olika aspekter på finansieringsproblemet diskuteras.

Som inledningsvis framhållits bör även möjligheterna av framtida restaureringsbehov till följd av framtida utsläpp beaktas. Då kostnadsfördelningsfrågor skall diskuteras kan det finnas anledning att skilja mellan sådana och miljöförstöring och restaureringsbehov till följd av redan gjorda utsläpp.

De redan gjorda utsläppen kan delas upp i lagliga utsläpp (sådana där tillstånd aldrig krävts eller där tillstånd beviljats) och olagliga utsläpp (sådana som skett utan tillstånd där sådant krävts eller i strid mot föreskrivna villkor).



[2] Se kapitel 9.

[3] Med intäktsfinansiering avses att de som har nytta (intäkter) av en åtgärd direkt (genom t. ex. avgifter) eller indirekt (t. ex. via kommunalskatten) betalar för åtgärden.

Beträffande redan gjorda lagliga utsläpp kan urskiljas fall där förorenaren är känd och sådana där han är okänd eller inte längre existerar. I det fall att förorenaren är känd är det teoretiskt möjligt att tillämpa principen om att förorenaren skall betala. Om detta skall accepteras eller ej är ytterst en fråga om rättssäkerhet, som kräver en politisk bedömning, och behandlas inte vidare här. I den utsträckning det krävs för framställningen tas dock som utgångspunkt att principen att förorenaren skall betala inte kan upprätthållas i sådana fall, liksom inte heller i fall där förorenaren är okänd eller inte längre existerar. I stället får för finansieringen väljas den principen att de som får nyttan (intäkterna) av den återställda sjön, markområdet etc. också skall svara för kostnaderna för återställningsarbetena, s. k. intäktsfinansiering.

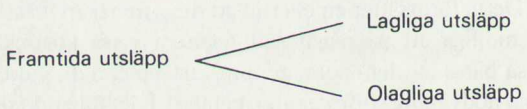
Redan gjorda olagliga utsläpp kan delas upp i tre grupper beroende på om förorenare/potentiella förorenare är möjliga att komma åt.[4]

Redan gjorda olagliga utsläpp:

1. Förorenaren okänd eller på annat sätt ej möjlig att komma åt.[5]
2. Förorenaren känd.
3. Potentiella förorenare kända.

Om förorenaren eller förorenarna ej är möjliga att komma åt återstår endast intäktsfinansiering. Är däremot förorenaren möjlig att komma åt kan principen om att förorenaren skall betala användas. I den tredje gruppen avses fall där alla potentiella förorenare är kända (t. ex. alla som gjort eller kan antas ha gjort utsläpp i en sjö), men där det inte är möjligt att urskilja den eller de faktiska förorenare som gjort olagliga utsläpp. Principen att förorenaren skall betala måste i sådana fall utsträckas till att gälla de potentiella förorenarna om den skall vara tillämplig. För redan gjorda utsläpp leder den dock till att även icke utsläppare eller lagliga sådana drabbas retroaktivt. Rent teoretiskt är både intäktsfinansiering och "förorenarfinansiering" möjlig.

Framtida utsläpp kan även de delas upp i lagliga och olagliga.



För finansiering av framtida restaurering till följd av framtida lagliga utsläpp är två möjligheter öppna. För det första kan tillstånd till utsläpp ges endast under förutsättning att återställningsåtgärderna bekostas av förorena-

Tabell 10.1 Gjorda utsläpp, återställande åtgärder och finansieringsfrågor

	Lagliga	Olagliga
Förorenaren ej möjlig att komma åt	Intäkts-finansiering	Intäkts-finansiering
Förorenaren känd	"	Förorenaren betalar
Potentiella förorenare kända	"	Pot. förorenare betalar alt. intäktsfinansiering

[4] Jfr kap. 7.1 och 7.5.

[5] Förorenaren anses här ej möjlig att komma åt om brottet är preskriberat.

ren. Om kostnadsansvaret på detta sätt kopplas till möjligheten att få lov att göra utsläpp kan förorenaren i sina ekonomiska kalkyler inkludera kommande miljövårdskostnader. Principen om att förorenaren betalar kan alltså användas. För det andra kan tillstånd ges utan koppling till något kostnadsansvar för återställningsåtgärder. I sådana fall återstår enligt tidigare resonemang intäktsfinansiering.

Framtida olagliga utsläpp kan på samma sätt som redan gjorda olagliga utsläpp uppdelas i tre grupper beroende på om förorenaren/potentiella förorenare är möjliga att komma åt. Gruppindelningen samt diskussionen kring grupp 1 och 2 är samma som för olagliga redan gjorda utsläpp. Vad gäller grupp 3: "Potentiella förorenare kända" kan dock en viss skillnad finnas. Om miljömyndigheten klart kan definiera vilka som är att betrakta som potentiella förorenare samt klarlägger deras kostnadsansvar kan den framtida miljökostnaden inräknas i den potentiella förorenarens kostnadskalkyl. Utredningens betänkande (SOU 1976:35) "Dryckesförpackningar och miljö" innehåller tankar i denna riktning. De potentiella förorenarna definieras där som alla de som köper vissa dryckesförpackningar. Det bör dock påpekas att det i de flesta fallen kan vara svårt att klart peka ut de potentiella förorenarna och uppskatta deras framtida kostnadsansvar. Dessutom kan styrningen i riktning mot minskad miljöpåverkan förväntas bli svag.

Återställande av förstörd miljö avser nyttigheter av kollektiv natur. Dessa nyttigheter bjuds inte ut på någon marknad, och det är svårt att utestänga någon från att utnyttja dem. Detta leder i de flesta fall till problem. Då det är frågan om att finansiera dem genom att låta dem som utnyttjar de kollektiva nyttigheterna betala hänger problemen samman med att de intäkter människor får av att kunna bada, slippa dålig lukt etc. inte tar sig uttryck i inbetalningar. På samma sätt som vid finansiering av andra kollektiva nyttigheter (t. ex. försvar) förefaller därför intäktsfinansiering av återställande åtgärder över någon offentlig budget som det mest realistiska alternativet.[6]. Det är emellertid därvid viktigt att intäkternas storlek och geografiska spridning kartläggs. Intäkternas storlek (dvs. nyttan av åtgärderna) används för att avgöra *om* dessa bör genomföras, medan intäkternas

Tabell 10.2 Framtida utsläpp, återställande åtgärder och finansieringsfrågor

	Lagliga	Olagliga
Förorenaren ej möjlig att komma åt	Intäkts-finansiering	Intäkts-finansiering
Förorenaren känd	Intäkts-finansiering alt. förorenaren betalar	Förorenaren betalar
Potentiella förorenare kända	Intäkts-finansiering alt. potentiella förorenare betalar	Intäkts-finansiering alt. potentiella förorenare

[6] Restaurering av en fiskesjö och försäljning av fiskekort är dock ett sätt att låta den som har nytta av den återställande åtgärden även vara med och betala.

geografiska spridning används för att avgöra med vilken/vilka offentliga medel de skall finansieras. I praktiken kommer därför i de flesta fall intäktsfinansiering att innebära att vissa grupper av individer får betala de återställande åtgärderna. Av rättviseskäl kan det synas rimligt att försöka ha ett visst samband mellan dem som faktiskt betalar den återställande åtgärden och dem som har intäkt (nytta) av den. Praktiska skäl, t. ex. beskattningssystemets utformning, kommunernas storlek etc. kan dock medföra att detta samband blir mer eller mindre starkt. Om t. ex. en kommun står som huvudman för ett återställningsprojekt och en del av projektets positiva effekter faller utanför kommunens gränser förefaller tanken riktig att "utanförliggande områden" skall subventionera projektkommunen. Subventionens storlek skall då maximalt motsvara värdet av de positiva effekterna som hamnar i de "utanförliggande områdena". Någon koppling till projektets kostnad behöver däremot inte göras – snarare kan subventioner i form av t. ex. en viss procent av projektkostnaden leda till felaktiga samhällsekonomiska beslut.[7]

Sammanfattningsvis kan för intäktsfinansiering sägas att det endast i undantagsfall är möjligt att finansiera den återställande åtgärden genom en debitering av dem som har nytta av att den genomförs. Kollektiv finansiering får därför ofta tillgripas. Finansieringen sker över den beslutande myndighetens budget. Ibland kan det dock vara aktuellt med subventioner från positivt påverkade "utanförliggande områden" till den myndighet som bekostar den återställande åtgärden. Subventionernas storlek bör därvid kopplas till värdet av de positiva effekter som dessa "utanförliggande områden" upplever.

I de fall förorenaren skall betala går det att särskilja fyra olika fall

1. Förorenaren är känd. Olaglig förorening.
2. De potentiella förorenarna är kända. Olaglig förorening.
3. Förorenaren är känd. Laglig förorening.
4. De potentiella förorenarna är kända. Laglig förorening.

Det första fallet bör rimligtvis leda till rättslig åtgärd, eventuellt med krav på skadeståndsskyldighet för att därigenom uppfylla kravet på att förorenaren skall betala. Detta fall behandlas dock ej vidare här.

Det andra fallet bygger på principen att de potentiella förorenarna tillsammans på något sätt skall betala de återställande åtgärderna. Detta kräver att de potentiella förorenarna kan definieras. Vidare måste fastställas hur mycket de skall betala. Då de potentiella förorenarna är fler än de faktiska förorenarna kommer lika avgift för alla att leda till att den faktiske förorenaren får betala ett "för lågt" belopp. Dessutom innebär det att potentiella men inte faktiska förorenare får betala en förorening som de inte är skyldiga till. Trots dessa negativa sidor kan principen vara användbar i det fall det krävs stora resurser för att skilja mellan potentiella och faktiska förorenare, samtidigt som det finns ett starkt krav på att de återställande åtgärderna bekostas av en grupp där förorenarna ingår.

Avgift på dryckesförpackningar kan ges en sådan tolkning. Där krävs det mycket stora resurser för att skilja mellan potentiella och faktiska förorenare, samtidigt som det finns en önskan om att t. ex. upplockning av förpackningar för drycker bekostas av dem som använder förpackningarna, eftersom

[7] Se vidare 10.3.4.

nedskräparna finns i den gruppen.

Det tredje fallet: "Laglig förorening – förorenaren känd" kan utformas på något olika sätt beroende på omständigheterna. Utgångspunkten för resonemanget är principen att förorenaren på något sätt skall inkludera miljökostnaderna i sina kalkyler. Om föroreningen eller ingreppet är relativt kortvarigt så att de återställande åtgärderna inte ligger alltför långt fram i tiden ligger det närmast till hands att från början kräva vissa åtgärder. I många fall kanske detta inte är möjligt utan de fullständiga återställande åtgärderna kan genomföras först efter mycket lång tid. Detta innebär att det förutom själva återställandekostnaden tillkommer en miljökostnad (t. ex. negativa estetiska effekter) fram tills dess att återställandet skett. Den totala miljökostnaden består av båda dessa kostnadskomponenter.

Om återställandet är beräknat att ske någon gång långt fram i tiden (t. ex. om 10–20 år) ökar svårigheterna genom att osäkerheten om återställningskostnaderna och intäkterna till följd av återställningen ökar. Vid varje återställningsåtgärd bör om möjligt kostnader vägas mot intäkter, bl. a. för att fastställa den optimala återställandegraden. Ju längre fram i tiden återställande skall ske desto svårare är det att nu fastställa den framtida optimala återställandegraden. En fråga som därvid uppstår är vem som skall stå för risken vid denna ökade osäkerhet.

Att i dag fastställa vad som skall göras i framtiden är inget sätt att minska den ovan omtalade osäkerheten annat än i någon mån för förorenaren. Det enda som därigenom står klart är att en viss återställande åtgärd kommer att vidtas. Vad den kostar i framtiden och huruvida den då är optimal är i dag inte känt. Ett alternativ bland flera till att i dag besluta om framtida återställande åtgärder är att den som påverkar miljön får betala in avgifter till en fond för återställande åtgärder. (Härigenom markeras bl. a. förorenarens betalningsansvar.) Den medelsförvaltande myndigheten kan sedan ur denna fond ta medel för att genomföra de återställande åtgärder den vid varje tidpunkt anser nödvändiga.

Vad slutligen gäller det fjärde fallet "De potentiella förorenarna är kända – laglig förorening" förefaller en fond för återställande åtgärder möjlig. Till denna fond betalar då alla potentiella förorenare avgifter enligt något debiteringssystem. I de fall potentiella förorenare tvingas betala, beroende på att avgiftsmyndigheten inte med rimlig resursinsats kan skilja mellan förorenare och icke förorenare, kan självklart de senare uppleva detta som orättvist.

Till utgångspunkt för en diskussion om styrmedel och kostnadsfördelning i samband med återställning av förstörd miljö har utredningen valt restaurering av sjöar och vattendrag. Utredningsdirektiven pekar särskilt på denna typ av återställningsåtgärder. Det är också en återställande verksamhet som ofta diskuteras. Ett antal olika metoder, anpassade till skilda typer av skador, har utvecklats och i varierande utsträckning använts praktiskt. Vissa förutsättningar för bedömningar av kostnader och i varje fall kortsiktiga effekter bör därför finnas. Styrmedel i form av subventioner har i viss utsträckning prövats.

Som bakgrund berörs också kort orsaker till och förutsättningar för sjörestaurering. En översikt över restaureringsmetoder och kostnadsuppskattningar lämnas. Slutligen redovisas resultatet av en enkät om behov och planer i fråga om restaurering.

10.3 Sjörestaurering

10.3.1 *Bakgrund*

Sverige är ett land rikt på sjöar, och på de flesta håll har tillgången på rena, friska sjöar varit en självklarhet. Genom att många av dem tagits i anspråk som recipienter för utsläpp från en expanderande industri och från växande tätorter med stigande hygienisk standard har bilden, särskilt under de senaste decennierna, delvis kommit att ändras. Ett stort antal sjöar visar tydliga tecken på eutrofiering – övergödning – med ökad grumlighet och snabbare igenväxning. Där föroreningen nått längst förekommer syrebrist med fiskdöd och svavelvätebildning. Även tidigare perioders sjösänknings- och utdikningsföretag för att vinna jordbruksmark har påskyndat många sjöars åldrande. I flera fall har tidigare sänkta sjöar sedan också använts som recipienter.

De försämrade förhållandena i många av dessa sjöar och vattendrag har blivit särskilt uppmärksammade eftersom det ofta rör sig om sjöar i och i närheten av tätorter. Tätortens anspråk på en sjö är mångfacetterade, och användningen som recipient har kommit i konflikt med andra intressen som vattentäkt, fiske, bad och annan rekreation. Även sjöns estetiska värden påverkas avsevärt av grumling, algblomning och igenväxning. Sjöar, där syrefria förhållanden leder till svavelvätebildning, förorsakar också genom dålig lukt obehag för omgivningen, särskilt vid islossningen.

I ett antal fall blev förhållandena efter hand sådana att tätorten tvingades välja en annan recipient och därmed avlasta den dittillsvarande. Genom de senare årens kraftiga satsning på miljöskyddande åtgärder vad avser såväl industriell som kommunal verksamhet har också belastningen på sjöar och vattendrag på många håll minskat eller upphört. Saneringsåtgärderna har i åtskilliga fall följts av goda tecken på återhämtning i form av minskad organisk produktion, ökat siktdjup m. m. Artsammansättningen bland alger, plankton och i fiskfaunan har utvecklats i riktning mot vad som gäller i mera opåverkade sjöar. Badförbud har kunnat upphävas osv.

I andra sjöar har emellertid föroreningen varit så svår att återhämtning inte alls eller endast på mycket lång sikt är möjlig utan särskilda åtgärder. Skadorna kan t. o. m. förvärras även sedan utsläppen upphört om näringstillgången i sjön är så stor att produktionen av organiskt material överstiger vad som kan brytas ned.

Genom olika ingrepp i sjön kan den ekologiska balansen i många fall förbättras så att en badsjö, ett fiskevatten eller enbart en estetiskt mera tilltalande vattenspegel erhålls. Sådana åtgärder brukar samlas under beteckningen sjörestaurering, även om det står klart att det aldrig går att restaurera – återställa – ett vattenområde till ett ursprungligt, naturligt tillstånd. Innebörden i begreppet skiftar något. I snäv bemärkelse omfattar det enbart åtgärder av engångskaraktär som t. ex. sedimentborttagning, medan vasslåtter och syresättning snarare betraktas som underhåll. Den följande diskussionen avser samtliga metoder för ingrepp i förbättrande eller underhållande syfte.

Skador på sjöar och vattendrag har också förorsakats av ämnen med giftverkan, bl. a. tungmetaller. Utsläpp av kvicksilver har t. ex. i vissa fall

föranlett s. k. svartlistning. Även andra tungmetaller samt PCB kan förekomma i utsläpp och lokalt uppnå förhållandevis höga halter. Kvicksilverutsläppen har nu i flertalet fall radikalt begränsats. En nedgång av kvicksilverförekomsten i vatten och fisk har i en del fall konstaterats sedan sådana utsläpp upphört. I andra fall, däremot, har endast ytterst små förändringar kunnat iakttas, beroende på att kvicksilver som samlats i sedimenten fortsatt att läcka ut till vattnet. Försök har gjorts att hejda sådant läckage genom övertäckning av kvicksilverhaltiga sediment. Kvicksilverförekomst i sjöar och vattendrag kan främst härledas till utsläpp från industrier. Även kommunala avloppsutsläpp innehåller emellertid kvicksilver och andra tungmetaller i varierande mängder. Lufttransport av kvicksilver synes också förekomma, då höga kvicksilverhalter noterats i sjöar där utsläpp inte förekommit.

En annan allvarlig form av förorening är den försurning som förorsakas av svavelutsläpp. Framför allt vid förbränning av fossila bränslen, men också vid vissa industriella processer tillförs svavel atmosfären, huvudsakligen i form av svaveldioxid, och kan sedan transporteras långa sträckor. Svavlet tvättas ut med regnet och faller som svavelsyra till jorden, där det påverkar mark och vatten. Även torrdeposition förekommer. Lämplig surhetsgrad – pH – har en utomordentligt stor betydelse för alla biologiska skeenden. Lämpligt pH kan variera för olika organismer, men över eller under ett visst intervall försvåras eller omöjliggörs viktiga processer. Då pH sjunker – surheten ökar – förändras t. ex. sjöns flora och fauna och utarmas så småningom. Vid alltför lågt pH dör fisk och en stor del andra organismer ut.

I kalkfattiga trakter med urberg och moränjordar, vilket är vanligt i vårt land, är sjöarna särskilt känsliga för den sura nederbörden. Påtagliga pH-sänkningar har konstaterats på många håll. Eftersom sjöarnas förmåga att motstå försurning är beroende av kalktillgången har försök gjorts att genom kalktillförsel hejda försurningen och åter höja pH.

Väsentligt mer än 50 procent av det totala svavelnedfallet över Sverige beräknas härröra från utländska källor, huvudsakligen belägna i Väst- och Mellaneuropa. Förbrukningen av fossila bränslen ökar alltjämt. Även om utsläppen av svaveldioxid inom landet begränsas genom olika åtgärder, bl. a. förbud mot förbränning av högsvavlig olja, kan således fortsatt svavelnedfall av i genomsnitt minst nuvarande storleksordning förutses för lång tid framöver. Kalkning skiljer sig således från andra restaureringsåtgärder därigenom att någon föregående sanering av utsläpp inte ägt rum.

Restaurering av förorenade eller på annat sätt skadade sjöar blev aktuell i Sverige under 1960-talet. Då inleddes ett omfattande forsknings- och försöksarbete och flera restaureringsprojekt startades. När bestämmelserna om statsbidrag till kommunala reningsverk ändrades 1968 för att stimulera till utbyggnad av reningsverk med högre reningsgrad än slamavskiljning, beslöts att bidrag skulle lämnas även till sjörestaurering. Inte fullt 6 milj. kronor har under de senaste sex åren utgått i bidrag till restaureringsföretag och till erforderliga förberedande undersökningar. Sådana objekt har valts som ansetts kunna ge kunskap om och erfarenhet av olika restaureringsmetoder. Den verksamhet som bedrivits med statsbidrag har hittills omfattat ett fyrtiotal vattenområden. Drygt hälften härav har dock endast berörts av förundersökningar.

Vid tekniska högskolan i Stockholm har på uppdrag av statens naturvårdsverk gjorts en genomgång av teknik och kostnader för restaureringsåtgärder i vattenområden.[8] Undersökningen har omfattat de projekt, för vilka bidrag utgått från anslaget till särskilda undersökningar inom miljövårdsområdet.

De restaureringstekniker som studerats är dels åtgärder av engångskaraktär, dels åtgärder som krävs i stort sett kontinuerligt eller som måste sättas in med vissa mellanrum. Åtgärderna är följande.

- syresättning (främst totalcirkulation och selektiv syresättning)
- reducering av biomassa (främst vegetationsbekämpning)
- ändring i bottenförhållanden (främst borttagande av sediment)
- kemisk fällning in situ (främst fällning av fosfater med aluminiumsulfat)
- pH-reglering (kalkning av försurade sjöar)
- vattenståndsförändring (främst vattenståndshöjning i sänkta sjöar)
- vattenbyte (främst överledning och bortpumpning av vatten m. m.)
- övriga metoder (flottledsrestaurering, utrivning av överbyggnader)

För de olika restaureringsprojekten har kostnaderna studerats. Det betonas dock i undersökningen att det, även i de fall där restaurering genomförts, på grund av bristfällig kostnadsuppföljning ofta är de kalkylerade kostnaderna som redovisats. Förhoppningen vid undersökningens början var att få fram en form av prislista för restaureringsåtgärder. Det visade sig dock med hänsyn till de stora osäkerheterna i materialet endast möjligt att kartlägga storleksordningen av kostnaderna. Det understryks också att kostnaderna inte primärt kan användas som anvisning för val av restaureringsmetod. De ekologiska förutsättningarna samt syftet med åtgärderna är avgörande, och ofta måste en kombination av åtgärder väljas. Förundersökningen är därför en mycket väsentlig del av ett restaureringsprojekt. Kostnaderna för förundersökning beräknas i rapporten endast vid komplicerade ekologiska förhållanden överstiga 100 000 kronor (i 1975 års penningvärde, dvs. ca 150 000 i dagens värde). Projekteringskostnaderna beräknas till 10–20 procent av restaureringskostnaderna. För själva restaureringsåtgärderna har beräkningarna som nämnts i huvudsak fått grundas på kalkylerade kostnader. I undersökningen anges dessa kostnader per ha sjöyta, vegetationsyta eller annan lämplig enhet för olika tekniker och olika typer av utrustning och materiel. Vissa metoder framstår då som dyra (t. ex. sedimentborttagning) och andra som billiga (vissa typer av luftning, vegetationsbekämpning), men de olika metoderna är, som tidigare nämnts, inte jämförbara. Ekologiska förutsättningar och önskade resultat är det som i första hand styr metodval och kostnader.

Ett antal restaureringsprojekt har slutförts, med Trummen vid Växjö som ett av de första och mest undersökta objekten. En omfattande försöksverksamhet och metodutveckling har också bedrivits i samband med utredningen om möjligheterna att restaurera Hornborgasjön. Någon erfarenhet av långsiktiga effekter av restaureringsåtgärder finns givetvis inte, men de erfarenheter som hittills gjorts har visat att det synes vara möjligt att i många fall avsevärt förbättra den ekologiska balansen i en förorenad eller på annat sätt skadad sjö och vrida åldrandeprocessen tillbaka. Kalkning av försurade sjöar måste dock upprepas, eftersom någon avlastning av föroreningar här inte sker.

[8] Sammanfattning av detta material återfinns i Ds Jo 1978:4 Data om sjörestaurering.

De olika restaureringsprojekten har huvudsakligen finansierats av stat och kommun över olika anslag. Över anslaget för särskilda undersökningar inom miljövårdsområdet, från vilket statsbidrag till sjörestaurering utgår, har som nämnts nästan 6 miljoner kronor anvisats. Då bidragsprocenten genomgående varit 50, kan lika mycket beräknas ha tillförts över främst kommunala budgetar. Vissa andra medel har också kunnat tas i anspråk. En del av restaureringsarbetet har t. ex. utförts som beredskapsarbete och därmed bekostats via arbetsmarknadsstyrelsens anslag. Även olika forskningsmedel har kunnat utnyttjas, främst i det inledande skedet. Också en del ytterligare kommunala medel kan antas ha använts för restaureringsprojekt. I arbetsmarknadsverkets regi utförs vasslåtter, kalkning och liknande arbeten. Kostnaderna härför särredovisas emellertid inte, utan förs samman med övriga natur- och landskapsvårdande arbeten. Medel för återställning av avlysta flottleder redovisas särskilt. För åren 1970–1975 har i genomsnitt 7,4 milj. kronor årligen satsats, varav 6,7 miljoner i statsbidrag. För utredning om försöks- och underhållsverksamhet med restaurering av Hornborgasjön har hittills ca 5 milj. kronor anslagits, i form av dels direkt anvisade medel, dels AMS-medel. Enligt riksdagens beslut[9] i juni 1977 skall den mest omfattande av två alternativa restaureringsplaner genomföras. Den innebär att det restaurerade sjöområdet kommer att bli 33 km^2. Kostnaderna beräknades vid beslutet till ca 26 milj. kronor. Restaureringsåtgärderna består främst av vattenståndshöjning och borttagande av vegetation. Vattenståndshöjningen beräknas kunna ske tidigast 1984.

Inom ramen för den kommunala ekonomiska långtidsplaneringen (KELP) avseende perioden 1974–78 gjordes en specialenkät på miljövårdsområdet. Den innehöll bl. a. frågor om planer för sjörestaurering. I enkäten redovisas restaureringsplaner för 90 objekt, sjöar eller vattendrag, till en beräknad kostnad av totalt drygt 78 milj. kronor. Den sjöareal och vattendragslängd som är aktuell för ingrepp har inte uppgetts i samtliga fall. För 65 av sjöarna redovisas emellertid 109 km^2 och för 15 av vattendragen 142 km, varav åtgärder planeras före 1979 för 79 km^2 och 87 km. De åtgärder som planeras är framför allt sedimentborttagning och vegetationsbekämpning.

De redovisade planerna måste dock ses mot bakgrunden av att sjörestaureringsbidragens karaktär av försöksverksamhet troligen inte beaktats av alla kommuner, eller att en fortsatt bidragsgivning i någon form förutsatts. I de fall planerad finansieringsform angetts i enkäten framgår nämligen att kommunerna räknar med nästan 50 procents bidrag från anslaget till särskilda undersökningar på miljövårdsområdet. Drygt 20 procent av kostnaderna beräknas täckas av arbetsmarknadsbidrag. Resten räknar kommunerna med att i huvudsak bekosta själva.

Den avgjort viktigaste orsaken till sjöarnas dåliga situation anges i enkäten vara kommunala avloppsutsläpp. Dessa redovisas i drygt 35 procent av fallen som den primära orsaken och hör i 55 procent till de tre främsta orsakerna. Sänkning av vattenståndet är främsta orsak för 20 procent av objekten och industriella utsläpp för ca 13 procent. Önskemålen om restaurering grundar sig till övervägande del på friluftslivets intressen.

[9] JoU 1976/77:36 rskr 1976/77:377.

10.3.2 *Restaureringsintäkternas geografiska spridning*[10]

Restaurering av en sjö kan leda till att det dels skapas förutsättningar för vissa redan förekommande aktiviteter till en lägre samhällsekonomisk kostnad än tidigare (t. ex. badmöjligheter på närmare håll). Dels kan helt nya aktiviteter eller produkter (t. ex. förändrad forskningsinriktning och jordförbättringsmedel av muddermassor) skapas. De positiva effekterna av en restaurering kallas för dess intäkter.

Vid en beskrivning av det ekonomiska problemet i samband med sjörestaureringar kan det vara lämpligt att inledningsvis göra en uppdelning av de olika intäkterna utifrån deras geografiska spridning. Härvid är det möjligt att urskilja tre grupper:

Grupp I Intäkter av lokal karaktär[11]
Grupp II Intäkter av nationell karaktär
Grupp III Intäkter av internationell karaktär

Grupp I

Målet för sjörestaureringar är ofta att förbättra den yttre miljön till förmån för det rörliga friluftslivet[12]. Efter en restaurering kan sjön åter bli tjänlig för bad och fiske, samtidigt som de rent estetiska värdena förbättras, exempelvis genom att en mer tilltalande vattenspegel erhålls. Dessa effekter kallas för rekreationseffekter och i värderad form för rekreationsintäkter. Mestadels är det individer inom ett förhållandevis begränsat geografiskt område, t. ex. den kommun inom vilken den restaurerade sjön är belägen, som kan tillgodogöra sig dessa effekter. Om en sjö restaureras i syfte att förbättra badmöjligheterna kommer sjön främst att besökas av människor från det närmaste området, åtminstone i ett så sjörikt land som Sverige, där alternativa "badsjöar" oftast inte befinner sig på alltför långa avstånd. Vissa problem kan dock uppstå i samband med värderingen av många av de på detta sätt skapade rekreationseffekterna, eftersom inga direkta marknadspriser existerar för dessa effekter. Flertalet av dem är kollektiva i den meningen, att om en sjö restaureras för en viss grupp av individer, kommer automatiskt de skapade effekterna att bli tillgängliga också för alla andra individer eftersom dessa inte kan förbjudas att bada osv. (bl. a. till följd av den svenska allemansrättens utformning).[13] Det viktigaste i detta sammanhang är emellertid att intäkterna tillfaller invånarna inom det lokala beslutsområdet. Uppskattningen av storleken på och värdet av dessa tjänster blir sedan en fråga i samband med den kommunala beslutsprocessen om restaureringens genomförande. Den kommunala beslutskalkylen och värderingen av de kollektiva nyttigheterna behandlas längre fram. Då redogörs också för andra restaureringseffekter som är lokalt begränsade och som dessutom har ett marknadsvärde.

Grupp II

Vissa effekter från en sjörestaurering är av sådant slag att de inte enbart berör den lokala befolkningen utan även har en betydande spridning till större områden, i vissa fall över hela nationen. Sådana effekter kan skapas vid restaureringar av vad som med den fysiska riksplaneringens terminologi

[10] Följande framställning rörande sjörestaurering bygger på en promemoria utarbetad åt utredningen av fil.dr. Krister Hjalte. För en fördjupad teoretisk diskussion, se K. Hjalte Sjörestaureringens ekonomi, Lund 1977

[11] Härmed menas att intäkterna faller inom någon eller några kommuner.

[12] Se exempelvis Sjörestaurering – anvisningar angående restaurering av starkt förorenade vattendrag, SNV 1974:12, och Stockholms sjöar, miljöberedningen, arbetsgruppen för sjörestaurering, Stockholm 1973.

[13] Vissa lagliga möjligheter till utestängning existerar dock, exempelvis vad beträffar sportfisket. Fiskare utan betalt fiskekort har inte rätt till fiske och kan därför avvisas.

kallas för riksobjekt. Den beslutade restaureringen av Hornborgasjön, vilken primärt syftar till att delvis bibehålla, delvis återskapa en välkänd fågelsjö, skapar värden som inte bara tillfaller ornitologer och andra i närheten av sjön, utan även dem som bor på större avstånd från sjön. Detta innebär således att de kommuner, inom vilka restaureringen sker, inte kan "behålla" alla intäkterna inom sitt område utan en betydande del sprids utanför kommungränsen.[14] Dessa intäkter är exempel på positiva externa effekter från den kommunen till övriga landet.

Liknande positiva externa effekter skapas genom den erfarenhets- och kunskapsspridning, som blir följden av genomförda restaureringar. Dessa värden tillfaller andra framtida projekt i hela landet.

Grupp III

Slutligen kan vissa effekter sprida sig över de nationella gränserna. Hornborgasjön är som fågesjö inte bara känd i Sverige utan även välkänd utomlands. Gynnsamma fågellokaler som häcknings- och rastplatser gynnar inte bara svenska naturälskare och vetenskapsmän, utan till följd av fåglarnas flyttningsvanor även motsvarande kategorier i andra länder, där fåglarna som övervintrare befinner sig vissa tider av åren. Restaureringar inom landet kan också bidra till en kunskapsspridning om teknik och andra erfarenheter till andra länder, vilket också skett.

Exemplen ovan visar att sjörestaureringsverksamhet utmärks av betydande positiva externa effekter. Det är välkänt från den ekonomiska välfärdsteorin[15] att verksamheter som skapar positiva externa effekter kan få en omfattning som är *mindre* än den samhällsekonomiskt optimala.

Det finns sålunda anledning att förmoda att omfattningen av sjörestaureringar och andra återställande miljövårdsåtgärder i en marknadsekonomi, grundad på individuella beslut, kommer att få en mindre omfattning än den samhällsekonomiskt optimala. Förekomsten av kollektiva varor och positiva externa effekter leder till att den privatekonomiska intäkten från ett sjörestaureringsprojekt understiger det samhällsekonomiska värdet eller intäkten. Detta tenderar således att leda till att natur i alltför stor utsträckning tas i anspråk medan förstörd natur i alltför liten utsträckning restaureras.[15]

Om en eller flera individer bestämmer sig för att återställa en nedsmutsad sjö kommer de att få betala hela kostnaden, medan de kommer att ha svårt att ta in alla intäkterna för de nyttigheter som skapas genom investeringen, då dessa i många fall är kollektiva till sin karaktär. Det är därför rationellt för den enskilde individen i ett kollektiv att inte ansluta sig till dem som önskar genomföra restaureringen, då han vet att om sjön ändå kommer att restaureras, kommer han att kunna dra nytta av detta utan att ha betalt något för det. Detta är ett klassiskt exempel på svårigheter att genom individuella beslut få en tillräcklig omfattning av sådana verksamheter som i ekonomisk mening skapar nyttigheter som är kollektiva.[16] Beslut om restaureringsåtgärder måste därför för att garantera en optimal omfattning fattas på andra grunder än sådana som vilar på individuella beslut i en marknadsekonomi. Valet av organisationsform för detta slag av verksamhet blir därför av central betydelse i en analys av sjörestaureringarnas ekonomi.

[14] S. k. spill-over-effekt.

[15] Se kapitel 6.

[16] Utförligare beskrivningar av dessa problem i samband med miljövårdsåtgärder lämnas exempelvis i Hjalte, Lidgren, Ståhl, Miljövård och Samhällsekonomi, Lund 1974.

En traditionell organisationsform för beslut om verksamheter av detta slag är de kommunala församlingarna. (För närvarande står kommunerna i allmänhet som huvudmän för restaureringsprojekt, och beslut fattas av kommunen om att sådana restaureringsprojekt skall genomföras.) Kommunala beslut om sådana åtgärder kan emellertid i vissa fall även förväntas leda till felaktiga restaureringsbeslut när effekterna har stor geografisk spridning. Då kan ett krav på en fullständig finansiering över den kommunala budgeten resultera i att kommunens vilja att genomföra en restaurering minskas, trots att projektet kan vara samhällsekonomiskt motiverat. En politik på riksnivå för att undvika detta är att använda subventioner som styrmedel. Principen för en sådan politik grundar sig på en modell för ersättning till kommunen för de positiva externa effekterna genom att tillföra den ett motsvarande bidrag. Därigenom kan en samhällsekonomiskt optimal omfattning av verksamheten erhållas. För den bidragsbeviljande myndigheten är problemet att för varje enskild ansökan försöka fastställa omfattningen av nationella och kanske även internationella externa effekter och på grundval av dessa bestämma bidragets storlek. För de olika kommunerna kommer sedan statsbidragets storlek att utgöra en intäktspost (eller en kostnadsreduktion) som tillsammans med andra faktorer kommer att bli avgörande för om kommunen skall fatta beslut om restaurering eller ej. Problemet är emellertid inte enbart begränsat till att fastställa intäkternas storlek inom kommunen och utanför denna utan också att finna en finansieringsform för att täcka såväl statsbidraget som kommunernas kostnader. För att belysa dessa problem skall i den fortsatta framställningen statsbidragssystemet och den kommunala kalkylen behandlas närmare.

10.3.3 *Statsbidragssystemet*

Den generella bidragsregel[17] som hittills tillämpats för statsbidrag till sjörestaurering förefaller inte stämma överens med de kriterier för bidragsgivning som formulerats i det föregående om att statsbidragen bör stå i proportion till de positiva effekterna utanför kommunen – de positiva externa effekterna. Dessa varierar med intäkternas spridning runt den restaurerade sjön. Det förefaller därför snarast vara en tillfällighet om de utbetalade bidragen stämmer överens med den faktiska storleken på de positiva externa effekterna. Detta gäller positiva effekter för rekreation, friluftsliv och liknande. Med hänsyn till att bidragen gällt en försöksverksamhet för att ge erfarenhet och kunskaper om restaureringsmetod kan dock de utbetalade bidragen motiveras.

I samband med framställningen om restaureringsprojektens olika intäkter diskuterades vilka som kan ha en spridning utanför kommungränserna. Sådana kan genereras från exempelvis förändrade rekreationsbetingelser eller rent vetenskapliga värden. Den bidragsbeviljande myndighetens uppgift är således att dels försöka uppskatta omfattningen av sådana positiva externa effekter, dels beräkna det monetära värdet av dem som grund för bidrag. Detta utgör emellertid en i många fall omöjlig uppgift, åtminstone vad beträffar den senare delen, varför framställningen här snarare får betraktas som ett kvalitativt analysredskap att närma sig dessa problem än ett sätt att beräkna ett riktigt värde.[18]

[17] Som normal praxis har sådana bidrag hittills utgått med omkring 50 % av de beräknade bidragsgrundande kostnaderna. I de bidragsgrundande kostnaderna ingår inte utgifter för iordningställande av promenadvägar och rekreationsområden i samband med det egentliga restaureringsarbetet.

[18] Se även kapitel 8.

De flesta restaureringsarbeten (som den i Trummen, Brunnsviken i Stockholm och Lötsjön i Sundbyberg) medför antagligen en miljöförbättring som till allra största delen tillfaller den befolkning som bor inom ett begränsat område kring den restaurerade sjön. Stöd för ett sådant antagande kan vara den relativt goda tillgången på alternativa rekreationsvatten av godtagbar kvalitet inom ett inte alltför avlägset område.

I andra fall kan dock restaureringen ge upphov till effekter med en betydligt vidare spridning. Sådana objekt kan förmodligen ganska lätt urskiljas, då de ofta redan är av riksintresse. Ett lämpligt exempel kan vara den tidigare nämnda Hornborgasjön där främst effekterna från vetenskaplig synpunkt är av nationellt och internationellt intresse. Andra exempel på detta slag av effekter med en större spridning kan vara sådana rekreationseffekter som genereras av ett rikligt och framför allt kvalitativt gott fiske. Alternativen för sådana verksamheter kan vara belägna på ett betydligt längre geografiskt avstånd än alternativa bad- och rekreationsmöjligheter i allmänhet.

I de fall restaureringsprojekten skapar intäkter av enbart lokal karaktär, föreligger inget motiv för någon subventionering genom statsbidrag, med undantag för de fall då restaureringsprojekten ger upphov till väsentligt ökad kunskap om restaureringsmetoder. Denna kunskapseffekt kan dock förväntas ha ett avtagande värde efterhand som antalet restaureringar ökar.

När effekterna av en restaurering har vidare spridning såsom fallet är med restaureringen av Hornborgasjön, kommer förutsättningarna för subventioner i annan belysning.

Sedan bidragsbestämmelserna rörande återställande av starkt förorenade vattendrag infördes 1968/69 har medel för denna verksamhet anvisats under anslaget till särskilda undersökningar inom miljövårdsområdet.[19] Restaureringsbidrag lämnas efter beslut av regeringen i varje särskilt fall på förslag av statens naturvårdsverk. Anslaget uppgick för budgetåret 1976/77 till 5,5 miljoner kronor. Någon särskild summa, avsedd för restaurering har inte angetts, utan restaureringsprojekten konkurrerar med en mängd andra undersökningsprojekt. Den normala situationen är att behovet av medel vida överstiger den tillgängliga budgeten. Under sådana förhållanden är det nödvändigt att göra prioriteringar. Som anslagsposten är konstruerad förutsätts prioriteringar i förhållande till även andra ändamål. För enkelhetens skull diskuteras här endast prioritering mellan olika restaureringsprojekt. Som tidigare framhållits betraktas försöksverksamheten i stort sett som avslutad, och bidragen har praktiskt taget upphört. Bidragsgivningen tas här enbart som utgångspunkt för en diskussion om prioriteringskriterier. Om handlingsregeln inte enbart skall vara att ansökningarna behandlas och beviljas i tur och ordning som de kommit in till bidragsmyndigheten, måste andra tilldelningskriterier användas som visas i följande exempel. Förutsättningarna för exemplet ges i följande tabell. Kostnader och intäkter i milj. kronor.

[19] De nödvändiga villkoren för att överhuvudtaget bidrag skall kunna utbetalas kan studeras exempelvis i Sjörestaureringar – anvisningar angående restaurering av starkt förorenade vattendrag, SNV 1974:12.

Sjö	Total-kostnader (TK)	Bidrag (50 %)	Total-intäkter (TI)	TI-TK	TI/TK
A	10	5,0	20	10	2,0
B	5	2,5	11	6	2,2
C	5	2,5	12	7	2,4

Under året inkommer ansökningar om restaureringsbidrag för tre sjöar (A, B och C). Ansökningarna inkommer också i denna ordning. Totalkostnaderna för de olika projekten är 10, 5 och 5 milj. kronor. Med den tillämpade regeln om ungefär 50-procentigt bidrag uppgår det totala önskade bidragsbeloppet till 10. Den tillgängliga budgeten under året är dock endast 5 milj. kronor. Om ansökningarna behandlas i den ordning de kommer in kan endast projekt A få några bidrag detta år. En annan möjlighet är att välja projekten B och C och vänta med A till nästkommande år. Budgeten används fullt ut i bägge alternativen. Det är naturligtvis också tänkbart att endast välja ettdera av B och C, då anslagen är reservationsanslag och således kan sparas till kommande år. Ett riktigt val mellan projekten kräver en uppfattning om intäkternas storlek. Tidigare framhölls att ett bidragssystem borde utformas så att bidragen motsvarade de nationella och internationella positiva externa effekterna.

Antag att intäkterna för de olika projekten kan uppskattas till 20, 11 respektive 12. Bland intäkterna kan ingå positiva externa effekter av såväl rekreativ och vetenskaplig art som erfarenheter av restaureringsmetoder och liknande kunskaper. Metoder för värdering av effekter diskuteras i följande kapitel. Om beslutsfattaren med denna kunskap väljer A erhålls 10 (20–10) i nettointäkt. Nettointäkten kan emellertid ökas med samma bidragssumma (5) genom att i stället projekten B och C väljs, eftersom den totala nettointäkten för dessa projekt uppgår till 13 (6+7). Enbart en rangordning av projekten efter skillnaden mellan intäkter och kostnader (TI–TK) leder således till felaktig prioritering. För att erhålla en utifrån de givna förutsättningarna "riktig" rangordning skall i stället kvoten mellan intäkterna och kostnaderna (TI/TK) användas. Av tabellens sista kolumn framgår att den "bästa rangordningen är CBA, och bidrag beviljas så länge budgeten räcker. I exemplet erhåller alltså projekten C och B bidrag detta år.

Om hänsyn också tas till att beloppen kan sparas till följande perioder blir problemet något mer komplicerat, då exempelvis sådana faktorer som intäkternas och kostnadernas förändring över tiden måste vara kända. Här har endast några enkla tumregler visats, där kännedomen om intäkternas förhållande till kostnaderna är av central betydelse för en riktig prioritering mellan olika projekt när finansieringsutrymmet är begränsat.

Enligt nuvarande bidragsregler lämnas bidrag endast till sådana projekt där restaureringen kan förväntas ha långsiktiga effekter. Kortsiktiga åtgärder i underhållssyfte som begränsad vassröjning eller luftning under viss tid för att återskapa och upprätthålla syrebalansen är i princip inte bidrasberättigade. Det finns således en önskan att endast ge engångsbidrag.[20] Detta synsätt speglar den uppfattningen att en restaurering skall ha beständighet över en lång period. Det kan innebära att åtgärderna minst skall återge sjön dess

[20] Detta utesluter naturligtvis inte att bidrag kan ges under flera år om restaureringsarbetet sträcker sig över en längre tidsrymd.

förmåga att återhämta sig själv, t. ex. bryta den onda cirkeln av alltför hög organisk produktion. Målet kan också vara att genom än mer genomgripande åtgärder direkt söka återföra sjön till förhållanden liknande dem då sjön började utnyttjas som recipient. Ett sådant betraktelsesätt har emellertid inte alltid en ekonomisk sanktion. I vissa fall kan återkommande åtgärder ha ett ekonomiskt berättigande, nämligen där kostnaderna för insatserna är små i förhållande till de betydande intäkter de skapar, exempelvis genom att göra stränder badvänliga. Verksamhet av denna typ, företrädesvis vasslåtter, utförs för närvarande som beredskapsarbete med AMS-bidrag. En omfattande restaurering med limnologiska kvalitetskrav hade också gjort sjön minst lika badvänlig, men kostnaderna för denna skulle kanske vida överstiga intäkterna i form av rekreationsvärden och andra värden.

10:3.4 *Effektivitet och rättvisa*

Exemplet med restaureringsprojekten A, B och C gällde resursallokering, där lönsamhetskriteriet för genomförande av en sjörestaurering formulerades så att intäkterna skulle överstiga kostnaderna. Detta är ett sätt att bedöma en eventuell restaurering ur effektivitetssynvinkel, medan frågan om hur kostnaderna skall fördelas måste bedömas med något rättvisekriterium. Om de kommunala myndigheterna genom en samhällsekonomisk kalkyl visar att en sjörestaurering är lönsam, dvs. att intäkterna överstiger kostnaderna garanterar detta att en förbättring kan erhållas för några individer utan att några får det sämre.[21] En faktisk förbättring kräver att de som förlorar på projektet eller står för kostnaderna kompenseras för sina uppoffringar av dem som erhåller intäkterna från projektet samtidigt som dessa "får något över". Det är just denna välfärdsteoretiska princip som ligger till grund för samhällsekonomiska kostnads-intäktskalkyler (cost-benefit-analyser).

För företag, vars nyttigheter kan marknadsföras, är *en* lönsamhetskalkyl tillräcklig för att avgöra såväl den privatekonomiska som den samhällsekonomiska önskvärdheten (förutsatt att inga externa effekter förekommer vid produktionen) samtidigt som ett positivt nettovärde garanterar verksamhetens finansiering. De som betalar för en nyttighet svarar genom sina betalningar för kostnaderna. Dessa betalningar ger ofta också konsumenterna ett konsumentöverskott.[22]

I verksamheter av det slag som återställning av förstörd miljö representerar (med starka inslag av positiva externa effekter och där de skapade nyttigheterna i betydande omfattning är kollektiva) är normalt en privatekonomisk kalkyl över lönsamheten inte tillräcklig för ett avgörande om önskvärdheten, även om vissa av nyttigheternas intäkter också representerar inbetalningar till de kommunala myndigheterna. Intäkter från fiske- och jaktkortsförsäljning samt badavgifter eller dylikt kan tillsammans med subventioner för skapade externa effekter (över kommungränserna) i vissa fall utgöra tillräckligt underlag för finansieringen av en restaurering, vilket kan väntas garantera dess genomförande. Det normala fallet är dock att sådana intäkter inte är tillräckliga för finansiering, något som just gjort offentligt engagemang i denna verksamhet nödvändigt.

För de kommunala myndigheterna gäller det att avgöra lönsamheten av ett restaureringsprojekt, där i många fall vissa intäkter måste uppskattas till sina

[21] Detta kan med ekonomiskt språkbruk uttryckas så att genomförandet av en restaurering uppfyller det s. k. paretokriteriet.

[22] Se kapitel 8.

marknadsmässiga värden med mer eller mindre goda gissningar. Som närmare behandlas i följande kapitel finns det allokeringsmässiga fördelar med att låta kommunerna i större utsträckning få svara för kostnaderna för de projekt som kan rubriceras som lokala, dvs. där de huvudsakliga intäkterna tillfaller kommunernas invånare. Det förefaller också som om detta ur rättvisesynvinkel kan försvaras. Det nuvarande systemet för finansiering överensstämmer inte med den norm som kan formuleras så att den grupp som erhåller intäkterna också skall svara för kostnaderna för deras skapande. Denna "privatiseringsnorm" kan emellertid diskuteras från olika synpunkter och behöver inte uppfattas av alla som "rättvis".

11 Statsbidrag och miljöpolitik. Exemplet sjörestaurering

11.1 Inledning

I tidigare kapitel har anförts att ett nödvändigt villkor för att bidrag (subventioner) som styrmedel i miljöpolitiken skall vara relevanta är att bidragen kopplas direkt till något miljöpolitiskt mål. Bidrag för att t. ex. upprätthålla en viss sysselsättning bör rimligen inte räknas eller användas som ett miljöpolitiskt styrmedel även om sysselsättningsproblemen uppstått eller förväntas uppstå till följd av miljöpolitiska åtgärder. Då konflikter uppstår mellan miljöpolitiska åtgärder och andra samhälleliga mål bör det i stället ankomma på de berörda myndigheterna att med hjälp av olika styrmedel tillse att de för deras vidkommande angelägna målen uppnås. Subventioner kan därvid användas som exempelvis arbetsmarknads- eller regionalpolitiskt styrmedel.

Det angivna nödvändiga villkoret för subventionering från miljöpolitisk synpunkt är dock inte alltid något tillräckligt villkor. I det följande skall denna problematik något närmare beröras med utgångspunkt från de bidragsregler som gäller för såväl sjörestaurering som andra miljöskyddsåtgärder.

Tilldelning av bidrag till restaurering m. m. sker enligt gällande regler med ett visst belopp i procent av den totala bidragsgrundande kostnaden. Bidragets storlek står alltså inte i något direkt förhållande till de förväntade intäkterna eller de positiva externa effekterna av en restaurering. Det utgör dock en del av kommunens finansiella intäkter i samband med t. ex. en restaurering och har därför betydelse för den kommunala kalkylen. Därmed aktualiseras de problem som är förknippade med de kommunala besluten. Detta förhållande gäller även för andra verksamhetsområden än miljövården, men behandlas här med hänsyn till den betydelse de har för fördelningen av miljövårdens kostnader. Genomgången i det följande görs med hänvisning till förhållanden som berör sjörestaurering. Dock är problemanalysen giltig även i andra situationer där styrning genom subventioner diskuteras.

Det kommunala beslutet om att genomföra en restaurering av ett vattendrag grundas normalt på en förundersökning av de limnologiska förutsättningarna, teknikval och beräknade kostnader för projektet. Det är i detta sammanhang viktigt att poängtera beslutssituationens bindning till det nuvarande bidragssystemet. När de kommunala myndigheterna fattar beslut om restaurering gör de det under förutsättning att de kalkylerade totalkostnaderna ungefärligen kan halveras genom statsbidrag. Detta kan bl. a. innebära att om bidragsmedlen är begränsade kan kommmunala åtgärder

fördröjas genom att kommunen tvingas ställa sig i bidragskön. Om inget bidrag utgått kanske åtgärden skulle vidtagits direkt. Bidragssystemet kan i sådana fall verka för att samhällsekonomiskt lönsamma investeringar skjuts upp. En fördröjning förbättrar nämligen den kommunalekonomiska kalkylen, men tenderar att försämra den samhällsekonomiska. Samtidigt förutsätter ett statsbidrag att vissa krav på restaureringen skall uppfyllas, exempelvis att de genomförda åtgärderna har en långsiktig och bestående verkan samt att inga fortsatta utsläpp får förekomma.[1]

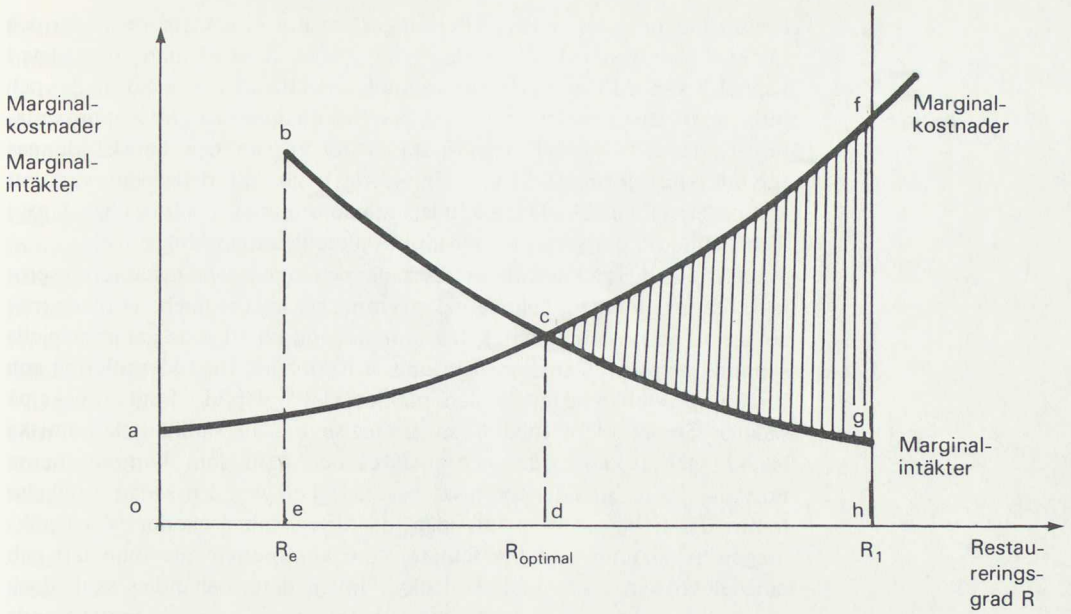
Om möjlighet till bidrag inte fanns skulle kommunen få svara för hela kostnaden, vilket i sin tur skulle ge ett ökat incitament till att undersöka intäkterna av restaureringsarbetena. I figur 11.1 antas att en restaurering av en viss omfattning R_1, skall genomföras som förutsättning för att projektets kalkylerade totalkostnader kan halveras för kommunen. För att illustrera riskerna för felbeslut med ett sådant system där målet fastställs centralt och vissa generella statsbidrag utgår antas kostnads- och intäktskurvorna beskriva de samhällsekonomiska konsekvenserna av olika restaureringsgrader.

Av figuren framgår, med antagna marginalkostnader och -intäkter, att den med R_1 betecknade restaureringsgraden är högre än den optimala, vilken bestäms av skärningspunkten mellan de båda marginalkurvorna. Restaureringsgraden R_e anger den minsta omfattningen av en restaurering som måste komma till stånd för att några intäkter överhuvudtaget skall erhållas.

Det *samhällsekonomiska lönsamhetskriteriet* innebär att de totala samhällsekonomiska intäkterna skall överstiga de totala samhällsekonomiska kostnaderna. I figuren svarar dessa intäkter mot ytan e b g h, plus eventuella "fasta" intäkter medan kostnaderna utgörs av ytan o a f h plus den fasta kostnaden. Om intäkterna överstiger kostnaderna skall restaureringen genomföras ur samhällsekonomisk synvinkel. Den kommunalt beslutade restaureringsgraden R_1 innebär emellertid en överrestaurering i förhållande till den optimala, R_opt. Denna överrestaurering har också uppnåtts till en samhällsekonomisk kostnad som överstiger motsvarande intäkter. Kostnaden för skillnaden i restaureringsgrad mellan R_1 och R_{opt} utgörs i figuren av d c f h medan intäkterna för den endast uppgår till d c g h. Skillnaden mellan dessa belopp, den streckade ytan c f g, kan därför sägas utgöra den samhällsekonomiska förlusten av överrestaureringen. Det bör sålunda observeras att ett projekt med "för hög" restaureringsgrad, som R_1 i exemplet, fortfarande kan bedömas som samhällsekonomiskt lönsamt i den meningen att de totala intäkterna överstiger kostnaderna. Vid den något lägre restaureringsgraden, R_{opt}, är dock intäktsöverskottet större.

På vilket sätt avviker nu den *kommunalekonomiska kalkylen* från den samhällsekonomiska? För denna analys måste det nuvarande statsbidragssystemet föras in i bilden. Kommunen räknar med att de beräknade totalkostnaderna för att genomföra restaureringen av omfattningen R_1 kan halveras. För enkelhetens skull antas att det betraktade projektet är sådant att de förväntade intäkterna uteslutande är av lokal karaktär och att således inga nationella eller internationella externa effekter förekommer. Den kommunalekonomiska kalkylen kommer då endast att skilja sig från den samhällsekonomiska genom subventionen på 50 procent av totalkostnaden. Det kommunalekonomiska lönsamhetskriteriet kommer endast att ändras så i

[1] Se vidare Sjörestaurering – anvisningar angående starkt förorenade vattendrag, s. 7.



Figur 11.1 Centralt fastställd eller optimal restaureringsgrad?

förhållande till det samhällsekonomiska att kostnaderna blir mindre eller intäkterna större med subventionsbeloppets storlek. Det är därför klart att om en samhällsekonomisk lönsamhetskalkyl visar på balans eller en viss övervikt mellan de totala intäkterna och kostnaderna, kommer en kommunalekonomisk kalkyl att ytterligare förstärka bilden av lönsamhet utan motsvarande samhällsekonomiska förankring. Det bör nämligen påpekas att subventionsbeloppet under ovan angivna förutsättningar endast utgör en transferering, som snedvrider resursallokeringen och påverkar inkomstfördelningen.[2] Restaureringen skulle ha kommit till stånd även utan subventionen, vilken i stället kunde ha använts för andra ändamål. Dessutom leder bidragsbeloppen i exemplet till en felaktig restaureringsgrad, då bidraget utgår för en restaureringsgrad som är högre än den samhällsekonomiskt optimala. Är restaureringen samhällsekonomiskt lönsam vid restaureringsgraden R_1 är den det också vid R_{opt}, fast lönsammare. Situationen kan också vara sådan att vid R_1 överstiger de samhällsekonomiska kostnaderna motsvarande intäkter. Om det under sådana förhållanden utbetalas en subvention, kan den kommunalekonomiska kalkylen medföra att restaureringen genomförs med graden R_1 trots att denna restaureringsgrad inte lämnar ett *samhällsekonomiskt intäktsöverskott,* vilket däremot skulle vara fallet vid R_{opt}.

Av dessa exempel kan slutsatsen dras, att det nuvarande bidragssystemets utformning med en stark bindning till kostnaderna i många fall kan leda till felaktiga beslut. Många av dessa skulle kunna undvikas om i stället ett sådant bidragssystem användes, där den anslagsgivande myndigheten endast gav bidrag motsvarande eventuella positiva externa effekter. De kommunala myndigheterna skulle på detta sätt få ett större incitament att hushålla med sina resurser på ett kommunalekonomiskt och därmed samhällsekonomiskt bättre sätt. Det skall poängteras att detta resonemang bygger på den förutsättningen att de kommunala myndigheterna har tillgång till ett

[2] Aspekter på inkomstfördelning behandlades i avsnitt 10.3.4.

beslutsunderlag som kan ge anvisningar om hur projektets kostnader och intäkter förändras vid olika restaureringsgrader. Som närmare utvecklats i kapitel 9 kan de i de teoretiska exemplen detaljerat kända kostnads- och intäktskurvorna i praktiken behöva ersättas med ganska grova approximationer, där i bästa fall några punkter på kurvan och kanske dennas huvudsakliga form är kända. En viktig orsak till detta kan vara att kostnaderna för att skaffa mera fullständig information är alltför höga, t. ex. i förhållande till övriga kostnader för ett aktuellt restaureringsprojekt.

I det följande skall diskuteras kostnader och intäkter vid restaureringsprojekt. Framställningens begränsade utrymme ger inga möjligheter till en mer detaljerad beskrivning, utan syftar i första hand till att ge några principiella synpunkter på problem som kan uppstå i samband med identifiering och beräkning av olika kostnader och intäkter. Det är därvid viktigt att peka på sådana faktorer som medför en avvikelse mellan samhällsekonomiska beräkningar av kostnader och intäkter och dem som kommmunerna utnyttjar i sina privatekonomiskt baserade kalkyler. En sådan avvikelse framträder tydligast på intäktssidan, där den samhällsekonomiska beräkningen av intäkter omfattar faktorer som kommunen inte monetärt och omedelbart kan räkna in i sin kalkyl. Innan detta behandlas skall dock kostnaderna ägnas några kortfattade kommentarer avseende motsvarande problem.

När resurser utnyttjas till ett visst ändamål vid en given tidpunkt minskar utrymmet för tilldelning av resurser till andra områden i motsvarande omfattning. Kostnaden för en viss åtgärd kan därför sägas utgöra de intäkter som resurserna i den bästa *alternativa* användningen i stället skulle ha givit upphov till. Detta alternativkostnadsresonemang bör, som tidigare påpekats, ligga till grund för att beräkna de samhällsekonomiska kostnaderna för en viss åtgärd eller ett visst projekt. Den *samhällsekonomiska kostnaden* måste spegla den verkliga resursåtgången, värderad efter sin alternativa användning. Dessa kostnader är alltså ett uttryck för uteblivna intäkter och får inte förväxlas med privata eller offentliga utbetalningar eller utgifter. En kostnad behöver inte nödvändigtvis ha en motsvarighet i en utbetalning. Inte heller behöver en utbetalning motsvaras av en kostnad enligt angivna definitioner. I bl. a. kapitel 6 framhålls att miljöförstöringens kostnader vanligtvis inte räknas in i den privatekonomiska kalkylen (och medför alltså inga utbetalningar) trots att miljöförstöringen är en samhällsekonomisk kostnad. Vidare svarar exempelvis inte statsmakternas utbetalningar av subventioner till restaureringsprojekt mot några kostnader i denna mening, utan utgör endast en transferering mellan stat och kommun. En av cost-benefit-kalkylernas uppgifter är just att visa på de misstag som kan uppkomma genom en sammanblandning av verkliga kostnader och utbetalningar av privat eller offentligt slag.

Alternativkostnader är i praktiken svåra att beräkna, då det i varje situation kan vara besvärligt att precisera alternativet. Under vissa förutsättningar motsvarar de privatekonomiska kostnaderna de samhällsekonomiska. Dessa förutsättningar är emellertid aldrig helt uppfyllda, varför det finns anledning att i större eller mindre utsträckning korrigera de privatekonomiska kostnaderna för olika imperfektioner. Frågan är då vad dessa imperfektioner består av och i vilken utsträckning sådana existerar i samband med beräkningen av

kostnader för att utföra restaureringsarbeten av olika slag. Utan anspråk på ett uttömmande svar på frågan kan några faktorer utpekas, som kan medföra att de observerade kostnadsdata behöver korrigeras eller kompletteras för att en så riktig samhällsekonomisk beskrivning av resursåtgången som möjligt skall erhållas.

Vid fullt resursutnyttjande (exempelvis full sysselsättning) i ekonomin och någorlunda fungerande marknader, varvid avses att inga externa effekter, monopol, prisregleringar osv. förekommer i samband med restaureringsarbetet, är det möjligt att använda de privatekonomiska kostnaderna som mått på det samhällsekonomiska resursutnyttjandet. Möjligheten att inom ramen för denna framställning och utan närmare empiriska studier avgöra om så är fallet är självklart begränsad.

Den totala kostnaden för restaureringsprojekt som erhållit bidrag mellan åren 1968/69 och 75/76 uppgår till omkring 12 miljoner kronor. Av dessa kostnader utbetalades knappt 6 miljoner kronor som statsbidrag. Totalkostnadsberäkningarna omfattar såväl erforderliga förundersökningar som själva restaureringsarbetet. I samband med utförandet av restaureringsarbetet har vissa arbeten utförts som AMS-arbeten. Om alternativet för arbetsstyrkan är arbetslöshet, skall kostnaden för just dessa i en samhällsekonomisk kalkyl värderas till noll i stället för som nu till den utbetalade lönen. Men eftersom restaureringsprojekt i allmänhet inte är påfallande arbetsintensiva och inte heller all arbetskraft är AMS-anställd med alternativet arbetslöshet, kan denna faktor antas ha en obetydlig inverkan på en avvikelse från den verkliga samhällsekonomiska kostnaden. För restaureringsarbetet utnyttjas en omfattande maskinpark, som i flera fall konstruerats enbart för detta ändamål. Detta innebär att vissa företag mer eller mindre specialiserat sig på restaureringsverksamhet. Dessa företag upprätthåller därför en viss monopolställning på marknaden. Eftersom monopolförekomster i produktionsverksamheter tenderar att leda till ett för högt pris och en för liten kvantitet jämfört med en situation med produktion under mer konkurrensbefrämjande marknadsformer (se vidare kapitel 6), kan det tänkas att de priser företagen tar ut, avviker från motsvarande priser vid fri konkurrens. Ett sådant förhållande kan emellertid delvis uppvägas av de kostnadssänkande effekter som uppstår till följd av specialiseringen inom monopolföretag. Det förefaller därför vara svårt att avgöra om restaureringsföretagens priser i väsentlig grad avviker från de samhällsekonomiskt riktiga. Mot bakgrund av dessa mycket summariska anmärkningar om kostnadsberäkningarna förefaller det som om de för kommunen tillgängliga privatekonomiska kostnadsuppgifterna, korrigerade för indirekta skatter och subventioner, kan approximeras som samhällsekonomiska kostnader med avseende på de faktorer som nämnts.

Det finns emellertid andra synpunkter på de redovisade kostnadsuppgifterna och på de uppgifter som återfinns i underlagsmaterialet som kan vara värda att kommentera i detta sammanhang. Kostnaderna för restaureringsprojekt redovisas normalt endast som totalkostnader eller som genomsnittskostnader, där de senare erhållits genom en enkel division av det totala beloppet med antalet restaurerade kvadratmeter. Dessa kostnadsbegrepp är emellertid av begränsat värde för beräkning av en samhällsekonomiskt optimal restaureringsgrad.[3] I stället för att sätta totalkostnaderna i relation till antalet restaurerade kvadratmeter med given kvalitetsnivå förefaller det

[3] Se också diskussionen i 8.3.

bättre att studera kostnaderna som funktioner av restaureringsgrad eller förändrad vattenkvalitet, varvid ett mer adekvat förhållande mellan kostnader och dess effekter erhålls. Det blir på detta sätt också lättare att skaffa sig en uppfattning om hur kostnaderna kan variera när restaureringsgraden förändras. Det är lättare att betrakta t. ex. vattenkvaliteten som en variabel än antalet restaurerade kvadratmeter, även om det är möjligt att endast restaurera vissa delar av sjöar. Exempel på detta kan för övrigt hämtas från bl. a. Trummenrestaureringen. Där sparades en vik av sjön (Skirviken) som fågellokal genom att den inte restaurerades.

Genom att beräkna kostnaderna som funktion av vattenkvaliteten är det möjligt att skaffa sig en uppfattning om i vilken utsträckning det kan finnas stordriftsfördelar i form av fallande styckkostnader. (T. ex. inom vilka intervall marginalkostnaden för ytterligare kvalitetsförbättring inte ökar och alltså genomsnittskostnaden per "kvalitetsenhet" minskar.) Det kan också finnas kapacitetsgränser (där t. ex. annan utrustning med större kapacitet krävs), vilka det kostar mycket att passera. Med denna ansats att beräkna kostnaderna som funktion av det som är önskvärt att uppnå är det också möjligt att jämföra resursinsatsernas effekter mellan olika restaureringsprojekt, vilket underlättar uppnåendet av en optimal fördelning av givna resurser till *olika* restaureringsprojekt.

11.2 Kommunala restaureringsintäkter

I kapitel 10 behandlas olika slag av intäkter med hänsyn till den geografiska spridningen. En del av dessa intäkter betraktades som externa med avseende på kommungränserna, då de antogs tillfalla andra individer än dem som bor inom kommunen. Svårigheterna för kommunen att tillgodoräkna sig dessa intäkter som inbetalningar angavs som ett motiv till ett statsbidragssystem för att uppnå en optimal vattenkvalitet. I detta avseende skall intresset ägnas åt de intäkter som förväntas falla inom kommungränserna.

Den centrala frågan är då om dessa intäkter också kan betraktas som inbetalningar för de kommunala myndigheterna. En betydande del av de nyttigheter som skapas genom restaureringen är kollektiva till sin natur och kan inte marknadsföras på samma sätt som privata nyttigheter. Dessa tar sig inte uttryck i inbetalningar till kommunen, vilket medför att de kommunala myndigheterna lätt underskattar de verkliga intäkterna av restaureringsarbetena.

Ett utbyte av nuvarande i stort sett generella 50-procentsregel för statsbidrag mot ett system där bidragsstorleken baseras på nationella externa effekter leder till större krav på utformning och innehåll i de beslutsunderlag som kommunerna skall använda vid sina avgöranden om olika satsningar på sjörestaureringsområdet och för bidragsansökningar. Samtidigt får finansieringsfrågorna en annan karaktär. Lönsamhetskalkylen och finansieringsmöjligheterna kan inte isoleras från varandra, men får inte heller blandas ihop vid en samhällsekonomisk analys av problemen. I traditionella lönsamhetskalkyler av privatekonomiskt slag räcker det med att undersöka om de beräknade intäkterna kan finansiera genomförandet och täcka kostnaderna för att avgöra önskvärdheten av verksamheten. I de projekt där en avvikelse

mellan en samhällsekonomisk och en privatekonomisk kalkyl är stor, exempelvis på grund av att inga eller begränsade möjligheter (till följd av förekomst av kollektiva nyttigheter och externa effekter) finns att ta ut ett pris för de utbjudna nyttigheterna, måste lönsamheten avgöras från en samhällsekonomisk utgångspunkt. Därutöver tillkommer sedan problemet med själva finansieringen, vilken måste ske på andra sätt och med andra medel än dem som står till buds när en privatekonomisk kalkyl är tillräcklig. Kommer kommunen att genomföra en sjörestaurering om en halvering av kostnaderna inte kan påräknas samtidigt som en stor del av intäkterna aldrig kan erhållas i form av inbetalningar som hjälp till finansieringen? En sådan situation är varken ny eller unik för kommunala ställningstaganden, utan vanligt förekommande vid olika projekt inom offentlig verksamhet. För att närmare klargöra problemen görs i det följande försök att beskriva vad som avses med intäkter och till vilka belopp de kan uppskattas. Vidare diskuteras i vilken utsträckning de kan säljas och ge upphov till inkomster och därmed utgöra en tillräcklig grund för finansiering och lönsamhetsberäkningar.

Som samhällsekonomiska intäkter räknas alla positiva effekter uttryckta som maximal betalningsvillighet.[4] Den ambitiösa ansatsen att alla positiva effekter skall inräknas i intäktsbegreppet är naturligtvis ytterst svår att vidhålla när en lönsamhetsberäkning görs i praktiken. Detta får emellertid inte skymma den bärande principen att alla effekter om möjligt skall tas med. Denna ambition skiljer sig oftast från den metod som faktiskt tillämpas för utvärdering av projekt, som kan betraktas som offentliga. Vanligtvis medräknas där endast kvantifierbara effekter, för vilka också marknadspriser existerar. En sådan företagsekonomiskt inriktad kalkyl kan ibland motiveras med att kostnaderna för att utvidga kalkylen ytterligare kan vara alltför höga.

Vilka är då de olika intäkterna och i vilken utsträckning skiljer sig den samhällsekonomiska definitionen från den privatekonomiska? Om målsättningen för restaureringsprojektet är att förbättra den yttre miljön innebär detta att det är önskvärt att individerna skall kunna konsumera mer av denna nyttighet, vilket exempelvis resulterar i ökad badfrekvens, ökat sportfiske, mer båtsport, fler promenader runt sjön, mer fågelskådande[5], osv. Alla

[4] Den maximala betalningsvilligheten definieras som det belopp en individ högst är beredd att betala för en nyttighet hellre än att vara utan den. Det är således inte enbart det pris som han eventuellt faktiskt betalar som är det relevanta måttet för att uppskatta det samhällsekonomiska värdet eller intäkten av en viss nyttighet. Den samlade betalningsvilligheten överstiger för privata nyttigheter för vilka positiva priser tas ut i de flesta fall det belopp en individ faktiskt betalar för dessa. Detta överstigande belopp kallas för *konsumentöverskott*. Den maximala betalningsvilligheten är definitionsmässigt lika med summan av vad som betalas för nyttigheten plus konsumentöverskottet vid denna betalning. För de nyttigheter som saknar marknadspriser utgörs den maximala betalningsvilligheten därför enbart av konsumentöverskottet. Se också avsnitt 8.3.

[5] Det kan i viss mån föreligga ett motsatsförhållande mellan ökad restaureringsgrad och gynnsamma fågelbetingelser. Ett borttagande av vegetationen runt och i en sjö kan ha negativa effekter på antaler rastande och häckande fåglar. I andra fall kan borttagande av vass och annan vegetation (till viss del) verka gynnsamt på fågellivet. Ett sådant förhållande är för handen i den provrestaurerade Hornborgasjön, där också den primära målsättningen är att återskapa en gynnsam fågellokal. Där byggs också särskilda häckningsöar m. m.

sådana effekter brukar gemensamt kallas för rekreationseffekter. För de flesta av dessa effekter saknas dock direkta marknader för värdering. Betydelsen av dessa effekter är uppenbarligen mycket stor för flertalet restaureringsprojekt. De utgör huvuddelen av de observerade effekterna i flera undersökningar som gjorts på detta område, främst i Förenta Staterna.[6] Som tidigare nämnts anges också rekreation och friluftsliv som primär restaureringsanledning för större delen av de enligt KELP-enkäten planerade restaureringarna.

Vissa rekreationseffekter kan observeras på marknader, där en värdering kan erhållas. Så är exempelvis fallet med sportfiske. Det är i princip förbjudet att fiska i insjövatten utan erforderligt fiskekort. Ett sätt att skatta intäkterna av sportfiskeverksamhet är därför att räkna värdet av lösta fiskekort. Detta utgör emellertid endast ett minimital på det samhällsekonomiska värdet av dessa aktiviteter, då det kan förväntas finnas ett betydande konsumentöverskott.[7]

I vissa fall kan emellertid intäkterna från en sådan kortförsäljning utgöra en så betydande post att stor del av restaureringskostnaderna kan täckas med dem. Det gäller speciellt om restaureringen främst syftar till att förbättra sjön som fiskevatten.

I de allra flesta fall är dock de skapade nyttigheterna av kollektiv karaktär och därmed omöjliga att sälja på vanligt sätt. När så är fallet avviker det samhällsekonomiska värdet i betydande omfattning från det privatekonomiska, och kompletterande värderingsmetoder måste utnyttjas för en uppskattning av resursinsatsernas effekter och lönsamhet.

I samband med restaureringar kan också andra slag av effekter skapas även om den primära målsättningen är miljöförbättringar. En förbättrad vattenkvalitet kan medföra lägre produktionskostnader i vissa framställningsprocesser som använder vatten (med viss bestämd renhetsgrad) som produktionsfaktor. Här kan pekas på livsmedelsindustrier, kraftverksföretag och andra vattenkrävande produktionsgrenar. Kommer det restaurerade vattendraget att utnyttjas som vattentäkt för kommunalt bruk, kan den förbättrade vattenkvaliteten också sänka kostnaderna för vattenförsörjningen. Dessa faktorer har dock förmodligen relativt liten betydelse i förhållande till rekreationseffekterna, men skiljer sig från dessa genom att de direkt kan värderas på en marknad.[8]

En "produktionsprocess" där vattenkvaliteten har en avgörande betydelse är yrkesfisket. En indikator på vattenkvaliteten är dels fiskförekomsten som sådan, dels den befintliga fiskfaunans sammansättning samt fiskens kondition, storlek och antal. Förekomsten av fisk av olika sorter är ofta en god

[6] Se exempelvis Davidsson, Adams, Seneca, The social value of water recreational facilities resulting from an improvement in water quality: The Delaware Estuary, Water Research ed. A. Kneese 1966 och Reiling, Gibbs, Stoevener, Economic benefits from an improvement in water quality, EPA-R5-73-008 January 1973.

[7] Se figur 8.2.

[8] Se den tidigare omtalade Delawarestudien, där de motsvarande kommunala och industriella effekterna beräknades som helt obetydliga i förhållande till rekreationseffekterna. I den s. k. Hornborgautredningen (SNV PM 280, 1973) uppskattas att förbättrade betingelser för vattenkraftsproduktion nedströms sjöns utflöden till följd av den höjda vattennivån och den därmed ökade vattenavrinningen, utgör ett värde som i kapitaliserad form med 5 procents ränta uppgår till 0,4 milj. kronor. Totalkostnaden för restaureringsarbetena uppskattas till 26 milj. kronor.

mätare på främst syrehalten i vattnet. Vissa fiskarter som exempelvis laxfiskar kräver en hög halt av löst syre i vattnet medan andra arter är mindre känsliga. Försvinner syremängden helt leder detta till en allmän fiskdöd. Det är därför klart att restaureringsgraden spelar en avgörande roll inte bara för sportfisket som rekreationsaktivitet, utan även för yrkesfisket i den mån sådant bedrivs inom vattendraget. Eftersom det normalt existerar en marknad för yrkesmässigt fångad fisk, finns det också möjligheter att uppskatta värdet av förändringarna för denna produktionsprocess.[9]

En ytterligare effekt från en restaurering kan vara att det genom den skapas helt *nya produkter* (varor) som kan marknadsföras. Exempel på detta kan hämtas från den genomförda restaureringen av Trummen, där de invallade och intorkade muddermassorna kunde säljas som jordförbättringsmedel och således bidrog till att finansiera projektet.[10]

11.3 Metoder för intäktsberäkning

Detta avsnitt ägnas åt en kortfattad beskrivning och diskussion av möjligheter och metoder att värdera de rekreationseffekter som saknar marknadspriser.

I en stor del av den ekonomiskt inriktade miljövårdslitteraturen har det ägnats betydande intresse åt att finna metoder med vilkas hjälp förändringar i miljövärden (positiva eller negativa externa effekter) kan beräknas. Uppskattningarna av rekreationsvärden kan sägas ha utvecklats i olika principiella riktningar. Metoderna som har föreslagits kan indelas i följande tre huvudgrupper:

a) metoder som baseras på en *direkt* uppskattad betalningsvillighet
b) metoder som baseras på någon form av *indirekt* uppskattad betalningsvillighet
c) "residualmetoder"

De två första metodgrupperna syftar till att bestämma det pris som en rekreationskonsument är villig att betala för en viss rekreationstillgång, som i detta sammanhang karakteriseras av en bestämd vattenkvalitet. Detta värde

[9] I Hornborgautredningen upptas på intäktssidan marknadsvärdet av det genom restaureringen förbättrade yrkesfisket till ett årligt belopp av 40 000 kronor. Detta uppgår i kapitaliserad form, med 5 procents ränta, till 0,8 milj. kronor. Vidare skapas bättre betingelser för främst andjakt, vilket uppskattas till 8 000 kronor om året som i kapitaliserad form med 5 procents ränta utgör 0,2 milj. kronor. I detta värde ingår emellertid inte själva rekreationsvärdet, vilket förmodligen uppgår till ett betydligt större belopp än den rent marknadsvärderade avkastningen av andjakten (8 kr/and).

[10] Försäljningsvärdet av massorna beräknades till omkring 1 milj. kronor i samband med restaureringen. Av Trummenrestaureringens totalkostnader på ungefär 3,8 milj. kronor (inklusive för-, huvud- och efterundersökningar) utgör dessa intäkter en betydande del. Dock bör märkas att den använda limnologiska restaureringsmetoden (sedimentborttagning) inte alltid är den metod som utnyttjas vid restaureringsarbeten, något som visar på nödvändigheten av separata kalkyler för varje enskild restaurering.

mäts som det samlade konsumentöverskott som genereras av de personer som utnyttjar rekreationstillgången. Konsumentöverskottet betraktas alltså som hela betalningsvilligheten under antagandet att inget pris tas ut för utnyttjandet. I själva verket betalas emellertid ett pris för att utnyttja en rekreationsresurs. Detta pris består exempelvis av kostnader för själva besöket i form av resor, mat, utrustning osv. Denna del av den totala betalningsvilligheten måste alltså räknas bort vid beräkning av konsumentöverskottet, dvs. reskostnader m. m. Dessa utlägg av olika slag är dock användbara för själva uträknandet av de samlade konsumentöverskotten, genom att de kan ses som ett minimivärde på dessa.

En användning av de s. k. residualmetoderna (metoder i den tredje gruppen) baserar sig på att endast någon form av rimlighetsresonemang förs beträffande de intäktsposter som inte är direkt monetärt mätbara. Residualmetoderna inbegriper inga ambitioner att skatta det faktiska rekreationsvärdet genom att fastställa om de kostnader som läggs ned på ett projekt kan anses generera minst lika stora intäkter.

De direkta metoderna syftar till att med frågor till dem som använder rekreationsresursen försöka fastställa hur mycket dessa vore beredda att betala för att göra det de gör, hellre än att gå miste om möjligheten. Detta tillvägagångssätt är alltså ett försök att stimulera en marknad på en nyttighet som utbjuds gratis. En sådan metod kan utformas på olika sätt, men alltid med den risken att realismen i de avlämnade svaren kan vara svår att fastställa, även om metoden ur ekonomisk-teoretisk synvinkel avser att mäta de relevanta betalningsvilligheterna. Eftersom de slag av nyttigheter det här gäller, förändringar i miljöbilden, i ekonomisk mening är att betrakta som kollektiva nyttigheter, föreligger traditionella problem vid fastställande av betalningsvilligheter eller konsumentöverskott genom direkta frågor till konsumenterna. Så länge en fråga om hur mycket en individ maximalt är beredd att betala för en (kollektiv) nyttighet, som för viss given kostnad skall introduceras, inte är förenad med något direkt betalningsansvar, föreligger alltid risken att individen ifråga överdriver sin betalningsvillighet. Han vet ju att han i verkligheten inte behöver betala det han uppger. Å andra sidan finns risk för att en tillfrågad individ uppger en för låg värdering av sina faktiska preferenser om han tror att det belopp han anger också måste erläggas. Det kan nämligen alltid löna sig att maskera sina verkliga preferenser och hoppas på att alla andra som tillfrågas svarar korrekt, och att deras samlade uppgivna betalningsvillighet är så stor att den leder till beslut om att skapa den nyttighet det gäller. Det förutsätts här att beslutskriteriet är formulerat så att summan av konsumentöverskotten måste överstiga investeringskostnaderna.[11]

I samband med värderingar av sjörestaureringsprojekt är det av intresse att veta hur olika individer värderar en förändring i vattenkvaliteten. Situationen efter en förändring måste beskrivas i kvantitativa och kvalitativa termer. Detta är möjligt om t. ex. olika restaureringsgrader kan relateras till olika rekreationsaktiviteter. En direkt frågemetod för att utvärdera restaureringar av sjöar och vattendrag skulle därför kunna genomföras. Med ett lämpligt frågeformulär till ett stickprov av en potentiell besökarpopulation, som t. ex. invånarna kring den nedsmutsade sjön, skulle deras maximala värdering av olika restaureringsgrader kunna undersökas. Restaureringsgraderna skulle då kunna specificeras genom de olika rekreationsaktiviteterna de möjliggjor-

[11] Beslutskriteriet måste omformuleras om restaureringen, förutom de rent kollektiva också ger upphov till nyttigheter som är privatiserbara, så att även dessa omfattas.

de.

Vid en direkt frågemetod finns dessutom möjlighet att inte bara skatta den omedelbara efterfrågan på rekreation till följd av en förbättring i miljön utan även efterfrågan hos de personer som för tillfället inte tänker sig utnyttja den förbättrade miljön, men som ändå har en positiv värdering av en renare sjö. De kanske tänker utnyttja den vid en senare tidpunkt. Denna positiva värdering benämnes i den ekonomiska litteraturen för "option demand" och är snarare knuten till vetskapen om möjligheten att utnyttja en resurs än till det direkta utnyttjandet.[12]

Utgångspunkten för de indirekta metoderna är en kartläggning av nyttigheter som normalt marknadsförs och som står i viss relation till de rekreationseffekter, vars värde är av intresse. För det första kan dessa nyttigheter vara sådana att de i det närmaste är ekvivalenta med de icke direkt marknadsförda. Exempel på detta kan hämtas från utbildningsväsendet, där det på vissa nivåer eller för vissa kurser parallellt existerar dels en stats-kommunal kostnadsfri undervisning, dels en privat avgiftsbelagd sådan. I ett sådant fall kan sägas att de avgifter som erläggs för den marknadsförda undervisningen är ett mått på de värden som den kostnadsfria undervisningen skapar, förutsatt att inga kvalitetsskillnader i kursutbudet eller andra olikheter existerar mellan de bägge utbildningarna. Liknande exempel kan hämtas från hälso- och sjukvårdsområdet, där en och samma tjänst i många fall finns dels privatiserad, dels socialt utbjuden till kraftigt subventionerade priser.

För det andra kan dessa nyttigheter vara komplementnyttigheter till dem vars värde är av intresse. Ökar fiskemöjligheterna, kan också efterfrågan på fiskespön och andra tillbehör väntas stiga. Det är naturligtvis omöjligt att direkt översätta priset på denna utrustning till själva fisket, men analogiprincipen kan användas för att skatta värdet av de icke prissatta nyttigheterna. Det är också denna komplementbedömning som främst utnyttjas för att värdera rekreationsresurser av olika slag. Det kan således vara möjligt att utifrån observerade utlägg i form av reskostnader, utrustning, mat, tidsåtgång osv. i samband med utövandet av rekreationsaktiviteter i ett visst område, försöka härleda konsumenternas konsumentöverskott, som i så fall kan tolkas som den maximala betalningsvilligheten, utöver den summa som faktiskt läggs ned på aktiviteten ifråga (i exemplet fiskekort). Dessa konsumentöverskott skulle utgöra ett mått på själva den "prislösa" rekreationsresursen – den restaurerade sjön.[13]

För ett visst rekreationsområde beräknas under en bestämd tidsperiod antalet besökare som utövar något form av rekreationsaktivitet inom detta.[14] Det antas att besöken är förenade med olika (indirekta) monetära kostnader, dvs. de besökande har olika kostnader för ett besök till följd av bl. a. skilda bostadsorter. För individer som bor nära området är kostnaderna lägre för ett besök än för dem som bor längre ifrån. Detta antagande leder till att besöksfrekvensen – om "badlusten" är jämnt fördelad bland invånarna i det aktuella området – varierar i omvänd proportion till kostnaderna för att besöka området.

Genom att kombinera grupper med skilda besöksfrekvenser och monetära kostnader för resor och transporter erhålls ett samband som svarar mot en efterfrågekurva för hela rekreationsprocessen hos alla besökarna av området.

[12] Begreppet infördes ursprungligen av B. Weisbrod i Collective Consumption Services of Individual Consumption Goal, OJE, aug. 1974, men har varit föremål för en omfattande diskussion om innebörd och relevans i samband med skattningar av konsumentöverskotten över tiden.

[13] Jämför fig. 8.1.

[14] Antalet besökare kan vara en dålig kvantitetsvariabel i samband med empiriska studier, då en och samma besökare kan göra många besök under den studerade tidsperioden. Besöken kan dessutom variera i längd, varför det är mer ändamålsenligt att fastställa antalet besöksdagar eller besökstimmar.

Problemet är sedan att utifrån detta samband bestämma värdet av själva rekreationsresursen.[15] Detta värde utgör det samhälleliga värdet av naturresursen som t. ex. den restaurerade sjön representerar, eller värdet av den förbättring som skapades genom de kostnader som lades ner på att restaurera sjön till det tillstånd som den för tillfället uppvisar.

De indirekta metoderna bygger således på ett analogiresonemang, där värdet av en miljöförbättring kan beräknas med hjälp av främst marknaden för transporttjänster. Ett annat sätt att utnyttja analogiprincipen är att betrakta marknaden för mark och byggnader. Denna metod bygger på att de intäkter som uppstår genom miljöförbättringen antas sprida sig[16] till en marknad där prisförändringar kan observeras. Detta tar sig uttryck i höjda mark- och huspriser. Dessa prisstegringar kan sedan under vissa förutsättningar tolkas som mått på det samhälleliga värdet av miljöförändringen. Detta betraktelsesätt skulle kunna appliceras på en sjörestaurering. Marken och husen runt den restaurerade sjön skulle till följd av sin relativa attraktivitet stiga i värde. Dessa ökade "jordräntor" skulle variera med avståndet till miljöförbättringen. De skulle således vara högst närmast den restaurerade sjön för att avta längre från denna.

Det finns således olika beräkningssätt för att skatta rekreationsvärdet av sjörestaureringsprojekt. Vilket som skall väljas måste avgöras mot bakgrund av de förutsättningar och begränsningar som föreligger vid varje enskild restaurering.

Ett i politiska beslutsprocesser vanligt sätt att skaffa sig underlag för ett ställningstagande för eller emot ett visst projekt, där vissa av de skapade effekterna inte är föremål för prissättning på någon marknad, är att föra ett rimlighetsresonemang om storleken på dessa i förhållande till kostnaderna och de kvantifierbara intäkterna. Detta kan utföras så att från de beräknade kostnaderna för projektet dras de effekter vilka kan värderas med marknadspriser. Den eventuella skillnad som här uppkommer ställs mot de icke prissatta effekterna som projektet antas ge upphov till. Frågan blir då om det är rimligt att anta att värdet av dessa effekter kan uppskattas till minst de kostnader som inte motsvaras av marknadsprissatta intäkter. Ett exempel kan hämtas från den tidigare omtalade Trummenrestaureringen. Vid nationelekonomiska institutionen i Växjö genomfördes en samhällsekonomisk värdering av restaureringsprojektet, där de totala kostnaderna för restaureringen beräknades till omkring 3,8 milj. kronor.[17] Från denna kostnad kunde räknas bort omkring 1 milj. kronor för försålda sediment (intorkade muddermassor) som jordförbättringsmedel. Vidare beräknades erhållna forskningsvärden till 800 000 kronor, vilka också avräknades, medan resterande 2 miljoner ställdes i förhållande till de effekter som direkt erhölls i form

[15] Härledningen av efterfrågekurvan för själva rekreationsresursen utifrån efterfrågan för hela rekreationsprocessen härstammar ursprungligen från Clawson, Methods of measuring the demand for and value of outdoor recreation. Washington CC 1959. Se också Clawson-Knetsch, Economics of outdoor recreation, 1966, p. 77 ff. Själva förfaringssättet i denna procedur finns ingen anledning att fördjupa sig i här. För utförligare studier hänvisas till angiven litteratur.

[16] S. k "spill-over" effekter.

[17] Henriksson, Nilsson: Trummen – Samhällsekonomisk värdering av en sjörestaurering, 3-betygsuppsats i nationalekonomi, Växjö 1970.

av förbättrad rekreationsmiljö.

Denna kostnad, utslagen på det antal personer som bodde närmast sjön (omkring 15 000) på en tidsperiod av 50 år, innebar att restaureringen skulle kunna finansieras på så sätt att varje invånare under den givna tiden varje år erlade ett belopp av omkring 10 kronor. Frågan är alltså om detta belopp kan anses vara en rimlig minsta värdering av restaureringen från rekreationssynpunkt. Det är frågeställningar av detta slag som ligger till grund för utnyttjandet av en s. k. residualmetod. Det är dock uppenbart att ett visst godtycke vilar över metoden. Det slutliga beslutet fattas av personer som i princip utgår från sina egna preferenser utan närmare kännedom om de verkliga preferenserna hos det medborgarkollektiv, för vilket beslutet fattas. Det är därför viktigt att med någon mer sofistikerad metod söka känna av konsumenternas preferenser för att skapa ett mer nyanserat beslutsunderlag för denna typ av investeringar.

12 Miljöpolitik i internationellt perspektiv

12.1 Inledning

På samma sätt som det sker ett utbyte av varor och tjänster mellan länder, sker även ett utbyte av föroreningar. Till skillnad från varuutbytet sker föroreningsutbytet okontrollerat, vilket kan vålla internationella problem.

De länder med vilka Sverige har ett föroreningsutbyte representerar olika ekonomiska system. För en diskussion av bl. a. hanteringen av internationella miljövårdsproblem berörs i avsnitt 12.2 översiktligt skilda ekonomiska systems möjligheter att lösa miljöproblem.

Hanteringen av nationella miljövårdsproblem har flera internationella aspekter. Skärpta miljökrav i ett land kan t. ex. leda till att såväl dess exportindustri som den industri som är utsatt för importkonkurrens får vidkännas kostnadsökning. Denna kostnadsökning kan leda till problem för industrin, med bl. a. sysselsättningssvårigheter som följd. Om denna förskjutning i kostnadsläget kvarstår kan det på sikt leda till förändringar – förskjutningar i den internationella handeln. Detta kan i och för sig vara önskvärt, t. ex. på grund av att en lämpligare fördelning av miljöstörande produktion uppnås. För det land som skärper sina miljökrav kan betalningsbalansproblem uppstå med de problem även för andra länder som sådana för med sig. Skilda länder kan av olika skäl föra olika typer av miljöpolitik, vilket kan leda till förflyttning av industrier mellan länderna. Eftersom det enskilda landet inte gärna accepterar kapitalförstöring, sysselsättnings- och betalningsbalansproblem osv. kan miljöpolitiken i viss utsträckning komma att bedrivas med hjälp av subventioner och annat stöd i stället för med utkrävande av kostnadsansvar från förorenarna.

Problemet blir än mer komplext när det gäller internatonella föroreningar. Länder gör olika avvägningar mellan miljöpolitiska och andra mål, har olika naturliga förutsättningar att kunna acceptera föroreningar, använder olika styrmedel osv. Områden, som från ekologisk synpunkt helt eller i viss utsträckning utgör en enhet och delas mellan flera nationer innebär särskilda samordningsproblem.

12.2 Miljöpolitik i olika ekonomiska system

Analysen i tidigare kapitel har främst gällt miljöproblematiken såsom den gestaltar sig i en ekonomi med stora inslag av marknadshushållning. Därvid

har konstaterats att de okorrigerade och fria marknadskrafterna i allmänhet inte leder till en önskvärd miljökvalitet. Den främsta anledningen till detta är att flera miljövaror, t. ex. vatten och luft, är s. k. kollektiva. Sådana varor är inte, som de s. k. privata, föremål för direkt försäljning och köp till marknadspriser.

Miljöpolitiken i en marknadsekonomi kan därför ses som ett sätt att komplettera och korrigera de faktorer som styr påverkan på miljön.

Som ett alternativ till korrigeringar inom ramen för en marknadsekonomi framhålls ibland ett ekonomiskt system som direkt förmår betrakta även miljöaspekterna. Ett sådant alternativ skulle då vara ett centralt planerat och styrt system, där administrativa processer ersätter marknadskrafterna. Det internationella miljövårdssamarbetet sker mellan länder med ekonomiska system som i varierande grad kan hänföras till något av de båda alternativen. Några jämförelser mellan olika systems inneboende möjligheter att lösa miljöproblem kan därför vara befogade.

Inför en sådan jämförelse bör sambandet mellan miljöförstöring och industriell utveckling påpekas. Ökad produktion och konsumtion per capita kombinerad med en ökad befolkning är några av de faktorer som ligger bakom dagens miljösituation i många länder. Till detta kommer övergången från jordbrukssamhället, utmärkt av bl. a. självhushållning och betydande återanvändning, till industrisamhället med dess mera miljöslösande teknik. I detta samhälle har även jordbrukets karaktär ändrats. Industrisamhällets jordbruk utmärks av hög mekaniseringsgrad och stor användning av kemikalier.

Vid en jämförelse mellan länder med olika ekonomiska system bör alltså hänsyn också tas till respektive lands utvecklingsnivå.

I det fall miljöproblemen förorsakas av frånvaron av marknader för nyttigheter som har en utpräglat kollektiv karaktär, är det uppenbart att en ekonomi med beslutsfattandet decentraliserat till företag och hushåll har påtagliga nackdelar jämfört med en med ett mer centraliserat beslutsfattande. Genom att miljövarorna inte direkt ingår i marknadssystemet kommer företaget eller hushållet *inte* (eller endast ofullständigt) att ta hänsyn till de effekter på miljön som deras produktions- eller konsumtionsbeslut får.

En aktiv miljöpolitik, dvs. en politik med krav på att även miljöfaktorerna skall vägas in i beslut om produktion och konsumtion i vid bemärkelse förutsätter centralism. Denna kan emellertid ta sig olika former. Dels kan hela beslutsfattandet centraliseras, dels kan genom centrala beslut den ofullständiga eller felaktiga information om miljöfaktorerna som de fria marknadskrafterna ger kompletteras och korrigeras. Signalerna kan vara standards, avgifter, kvoteringar, förbud osv. Centralismen på miljövårdsområdet behöver således inte vara oförenlig med långtgående decentralisering av beslutsfattandet i övrigt om produktion och konsumtion av varor och tjänster.

Vilken betydelse har då det ekonomiska systemet för möjligheterna att genomföra en samhällsekonomiskt optimal miljövårdspolitik? Innebär t. ex. system som främst styrs av administrativa processer fördelar eller nackdelar i förhållande till system där de fria marknadskrafterna dominerar?

I en ren marknadsekonomi får företagen och hushållen inte tillräcklig information via prissystemet om miljöeffekterna. Ersätts pris- och marknads-

systemet med administrativa processer och centrala beräkningar, är det möjligt att genomföra de samhällsekonomiska lönsamhetskalkyler som tidigare berörts och som visats vara nödvändiga inom miljöpolitiken. Men steget kan vara långt från teoretisk principkalkyl till en fungerande administrativ process. En planhushållningsekonomi har visserligen i teorin de nödvändiga medlen också för en effektiv miljöpolitik, men ställs inför en mycket svår uppgift, eftersom de administrativa processerna samtidigt skall klara såväl den traditionella produktionsstyrningen som hänsynstagandet till miljön. De informationsmängder som måste samlas centralt kräver särskilda insatser för att kunna hanteras. Den svenska miljöpolitiken kan ses som ett försök att kombinera marknadsekonomins lösningar med skilda slag av administrativa processer, vilket bl. a. innebär att all information inte behöver samlas centralt.

En annan fråga som också kan diskuteras är vilken roll äganderättsförhållandena spelar. I miljöpolitiska sammanhang är frågan om äganderätten i första hand aktuell då det gäller lufthavet, vattendragen och i vissa avseenden marken. Därvid kan konstateras att det knappast är lättare att etablera äganderättskontroll[1] över luft eller vatten i en ekonomi med privat ägande: luft och i viss utsträckning vatten bibehåller sin karaktär av kollektiv nyttighet. Betydelsefulla faktorer som vind- och strömriktning är oberoende av ekonomiska system. Miljöproblemen uppstår ofta genom att miljöförstöraren utnyttjar de kollektiva nyttigheterna till förfång för andra.

I många fall kan de även innebära intrång på områden där andra har äganderätt. Äganderättsförhållandena betyder ingenting för intrångets rent tekniska art (ett flygplan bullrar lika mycket över marken oavsett vem som äger den) men kan spela en roll i den korrigerande miljöpolitiken.

Även om en företagare inte kan hävda att ägande av t. ex. mark ger full frihet till utsläpp av föroreningar, eftersom dessa samtidigt drabbar kollektiva nyttigheter och ofta även annans egendom kan han anse sig ha vad som skulle kunna kallas dispositionsrätt. Denna kan bestå av tillstånd eller i varje fall frånvaron av förbud att göra vissa utsläpp till luften eller omkringliggande vattendrag. En förändring av miljöpolitiken som innebär förbud mot vissa utsläpp eller införande av utsläppsavgifter kan i ett sådant fall uppfattas som intrång i dispositionsrätten. Privat ägande behöver dock inte vara oförenligt med en optimal miljöpolitik, om central kontroll över de kollektiva nyttigheterna – miljöresurserna – etableras.

Ett intressant exempel i detta sammanhang, som tidigare berörts (kapitel 7) är allemansrätten, som innebär begränsningar sedan gammalt i äganderätten till förmån för en allmän dispositionsrätt för vissa aktiviteter, exempelvis friluftsliv.

Det ekonomiska systemets inslag av konkurrens kan sägas inte ha någon avgörande betydelse för möjligheterna att genomföra miljöpolitiska mål. Vid renodlad icke-konkurrens förutsätts ålägganden om miljövårdsåtgärder inte påverka en verksamhets ställning i förhållande till andra. Vid långtgående konkurrens medför generella signaler i form av avgifter, standards eller riktlinjer för tillståndsprövning visserligen förändrade förhållanden, men de förutsätts lika för alla. Även långtgående konkurrens är alltså förenlig med strävan att bedriva en centralt fastställd optimal miljöpolitik.

Som sammanfattning av denna kortfattade genomgång av sambandet

[1] Intrång skall kunna avvisas.

mellan ekonomiska system och miljöpolitik kan sägas att miljöproblemens natur i stor utsträckning kräver central målformulering och styrning. Det synes dock inte vara så att ekonomiska system som initialt innehåller mer av centralisering, administrativ planering, kollektivt ägande och ordergivning i sig själva skulle ge bättre lösningar av miljövårdsproblemen. Central styrning i fråga om kollektiva varor som miljöresurser kan också förenas med ekonomiska system med varierande grad av marknadsekonomi.

Det faktum att miljöproblemens natur ofta är sådan att de kräver central målformulering och styrning oavsett ekonomiskt system i övrigt bör rimligen verka till fördel när internationella föroreningsproblem skall lösas. Det miljöpolitiska samarbetet kan då bedrivas mellan centrala organ i olika berörda länder.

Den diskussion som förts ovan och som behandlat olika ekonomiska systems möjligheter att lösa skilda miljöproblem har dock ej berört ett förhållande som gäller alla länder oavsett ekonomiskt system, nämligen deras internationella beroende. I det följande skall kopplingen mellan internationellt beroende i vid bemärkelse och olika miljöproblem något närmare beröras.

12.3 Internationell handel med miljöfarliga produkter

Två kategorier av miljöfarliga[2] produkter kan urskiljas. Dels sådana vars miljöeffekter endast drabbar det land inom vilket de används, t. ex. i form av buller eller nedskräpning. Dels sådana vars miljöeffekter även drabbar andra länder än det inom vilket de används. Detta kan bl. a. gälla för biocider.

För ett land som producerar och exporterar miljöfarliga produkter finns det i det första fallet inte någon anledning att från miljöpolitisk synpunkt försöka påverka importlandets miljöpolitik. I det andra fallet kan däremot en sådan anledning föreligga, helt enkelt därför att exportlandet därigenom kan skydda sig mot miljöstörningar.

För ett land som importerar miljöfarliga produkter kan det vara av intresse att något närmare diskutera effekterna av att landet använder miljöpolitiska medel (t. ex. produktstandards) riktade mot sådana produkter. En sådan politik är neutral mellan olika produkttillverkare i den meningen att alla produkter av samma slag oavsett tillverkare behandlas lika. Detta är dock inte liktydigt med att den internationella handeln förblir opåverkad. Ökade miljökrav innebär ofta ökade kostnader för den aktuella produkten vars konkurrenssituation därigenom påverkas. Om mindre miljöfarliga substitut finns kommer dessa att bli relativt sett billigare med ökad efterfrågan och ökad handel som en möjlig följd.

Det kan också vara så att en produkttillverkare endast säljer en mindre del av sin produktion i det aktuella landet. En omläggning av en del av produktionen för att möta detta lands speciella krav skulle då vara olönsam. Ändrade produktkrav verkar i detta fall som ett handelshinder.

Ett tredje alternativ är att marknaden i det aktuella landet är så stor att en omläggning av hela produktionen är möjlig. För andra länder som fortsätter att köpa denna producents produkter gäller då att dessa stiger i pris på grund av miljökrav som bestämts i ett annat land.

[2] Med miljöfarliga produkter avses här även produkter, som fel hanterade lätt blir en miljöstörning, t. ex. förpackningar som kastas i naturen.

Slutligen kan det miljöpolitiska medlet utformas så att det enbart drabbar den produkttyp som importeras, men inte liknande, inhemska. Regleringar och avgifter (som i Danmark[3]) eller en hög avgift (som t. ex. i Norge) på engångsförpackningar för drycker försvårar eller omöjliggör för utländska producenter/importörer av drycker att konkurrera på lika villkor med inhemska dryckestillverkare.

Det som således kan sägas är att även om det kan synas neutralt att alla produkter inom ett land möter samma miljöpolitiska krav innebär detta inte att kraven också alltid är handelspolitiskt neutrala.

Om handelspolitiska problem uppstår då ett land inför eller skärper produktkraven från miljösynpunkt kunde det kanske synas önskvärt att alla berörda länder hade samma produktkrav. Hithörande frågor behandlas i avsnitt 12.6.

En annan effekt av skärpta produktkrav kan vara ett ökat företagssamarbete på internationell nivå. Detta är aktuellt i de fall stora och komplicerade bevisbördor läggs på producenten vid introduktion av nya produkter vars miljöeffekter är okända.

12.4 Nationella föroreningar och internationell handel

I detta avsnitt skall intresset riktas mot vad som händer då enskilda länder oberoende av varandra bedriver miljöpolitik för att komma till rätta med föroreningar som uppstår vid produktion av varor, vilka bl. a. går i internationell handel. Av särskilt intresse är förändringar av ländernas välfärd samt förändringar av handelsströmmar.

För att lättare belysa problemens natur skall följande exempel användas inledningsvis.

I land 1 tillverkas en vara, X, vilken bl. a. exporteras. Land 1:s export av vara X är relativt begränsad och världsmarknadspriset, P, antas vara givet. Vid tillverkningen av X uppstår negativa externa effekter som är nationellt begränsade, t. ex. buller, nedsmutsning av en sjö, sotutsläpp osv. Landets egen efterfrågan på varan X visas av efterfrågekurvan E–E.

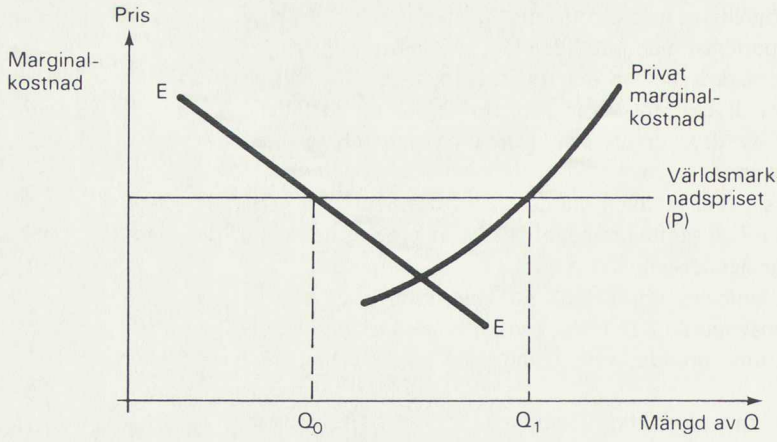
I figur 12.1 visas att den inhemska produktionen av varan X är Q_1 enheter. Av dessa Q_1 enheter konsumeras Q_0 enheter inom landet och Q_1 minus Q_0 enheter exporteras. Skärpta miljökrav i land 1 leder till ökade kostnader för produktionen av varan X. Detta kan vålla bekymmer om endast land 1 vidtar dessa miljöpolitiska åtgärder, medan andra länder fortsätter att tillåta sina industrier, som tillverkar vara X, att fritt göra föroreningsutsläpp. Med antagandet att det råder ett visst förhållande mellan produktionen och värdet på de externa effekterna kan den faktiska situationen för land 1 vara följande.

I det fall den samhällsekonomiska marginalkostnaden (privat marginalkostnad plus värdet av de externa effekterna) tas som utgångspunkt vid bestämningen av den totala optimala produktionsvolymen blir denna[4] Q_2.

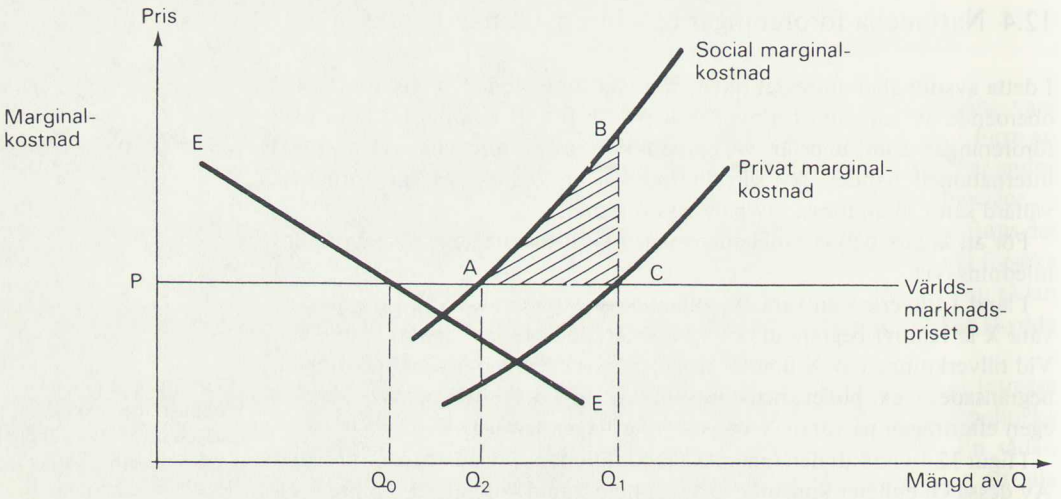
Om betydelsen av denna minskning endast bedöms utifrån vad som direkt framgår av figur 12.2 är minskningen samhällsekonomiskt motiverad, eftersom produktionsvolymen Q_1 minus Q_2 värderas till totalt P $(Q_1–Q_2)$. Kostnaden för samhället för att producera denna volym (som exporteras) är

[3] Som tillägg till den frivilliga överenskommelsen att inte använda engångsglas har planer fastställts vilka innebär att burken genom minskade produktionskvoter skall vara borta från marknaden i början på 80-talet. Utöver detta har avgifter införts. Dessa avgifter är beroende av förpackningstyp och volym och varierar mellan 20 och 90 (danska) öre.

[4] För enkelhetens skull antas reningskostnaderna – om rening är möjlig – exakt motsvara värdet av de externa effekterna.



Figur 12.1 Inhemsk produktion och konsumtion av varan X.



Figur 12.2 Optimal produktion av X.

högre än det belopp som fås i exportintäkt. Skillnaden mellan kostnaden och intäkten av volymen Q_1 minus Q_2 anges av triangeln ABC. Denna förlust undviks om produktionen minskas[5] från Q_1 till Q_2. Därför kan exporten förutsättas minskas med motsvarande volym.

Denna till synes ljusa bild av följderna av en skärpt miljöpolitik mot produktion av exportvaran X kan dock avsevärt tonas ner om övergångsproblemen (t. ex. sysselsättningsproblem, kapitaldöd, betalningsbalansproblem osv.) blir stora. Om de länder där konkurrerande tillverkare av vara X är verksamma senare vidtar motsvarande miljöpolitiska åtgärder kommer konkurrenssituationen för land 1 ånyo att förbättras, dock med kanske nya – om än andra – övergångsproblem (återuppbyggnad, nyanställning m. m.). För att undvika övergångsproblem i den ena eller andra riktningen kan det därför vara av vikt för samtliga berörda länder att i viss mån samordna en skärpning

[5] Här behandlas inte vilka styrmedel som samhället använder för att åstadkomma denna minskning.

av miljöpolitiken. Är emellertid situationen sådan att övriga konkurrentländer inte tänker skärpa sina miljöpolitiska krav i ungefär motsvarande utsträckning som land 1, t. ex. beroende på att de har ekologiska förutsättningar att tåla en större föroreningsmängd eller gör andra prioriteringar av miljöstörningar i förhållande till konsumtionsstandard etc., bör målsättningen för land 1 ändå vara att skärpa sina miljökrav. Enligt figur 12.2 erhålls annars en fortsatt samhällsekonomisk förlust. Övergångsproblem kan mildras genom att lämplig tidpunkt (högkonjunktur, god betalningsbalans osv.) och omställningsperiod väljs.

Varje större förändring av miljöpolitiken som inverkar på exportindustrin måste föregås av en noggrann kartläggning av bl. a. följande faktorer: marknadsstrukturen, industrins kostnadsläge, värdet av de externa effekterna, kostnaderna för att minska de externa effekterna, övergångsproblem, andra länders miljöpolitiska planering osv. Trots övergångsproblem kan det dock finnas fall då en skärpt miljöpolitik, riktad även mot exportindustrin, leder till välfärdsvinster för samhället. Det som i ett sådant fall sker är att miljökostnaderna explicit räknas in i det agerande landets (ländernas) kostnadskalkyl och därigenom påverkar den internationella arbetsfördelningen. Eftersom miljökostnaderna utgör en del av de totala produktionskostnaderna bör detta vara rimligt.

Också i detta sammanhang kan frågan ställas om det inte med tanke på alla övergångsproblem vore bättre om samtliga berörda länder helt samordnade sin miljöpolitik, hade samma miljöpolitiska målsättning och använde samma miljöpolitiska medel. Sådana frågor behandlas vidare i avsnitt 12.6.

12.5 Internationella föroreningar

I föregående avsnitt diskuterades internationella problem som kan uppstå då ett land försöker begränsa föroreningar som i huvudsak är nationella. Möjligheterna att faktiskt begränsa miljöförstöringen i ett sådant fall är ganska goda, främst beroende på att det för det enskilda landet finns eller förhållandevis lätt kan upprättas organ för att dels besluta om miljökvaliteten, dels övervaka att den upprätthålls. Problemet blir betydligt större om föroreningarna är internationella. Härmed avses föroreningar från fasta källor som transporteras över gränserna med vatten och vind och föroreningar från transporter som t. ex. bilavgaser och oljeutsläpp. (Miljöfarliga produkter har behandlats i avsnitt 12.3.) Föroreningarna kan vara dels kontinuerliga, som utsläpp av svaveldioxid, dels slumpmässiga, som t. ex. utsläpp av olja beroende på olyckshändelse. Det är möjligt att urskilja olika huvudtyper, mer eller mindre renodlade, av internationella föroreningsströmmar.

A. Föroreningen kan gå från ett land till ett eller flera andra länder. Utsläppslandet behöver dock inte drabbas. Det enklaste exemplet härpå är "flodexemplet". Utsläppslandet ligger då uppströms en flod som rinner genom ett eller flera andra länder. Ett annat är olja eller kemikalier som transporteras från ett land och genom olyckshändelse drabbar ett eller flera andra länder.
B. Föroreningen kan drabba såväl utsläppslandet som ett eller flera andra

länder, t. ex. utsläpp av svaveldioxid.

C. Föroreningen drabbar alla länder, t. ex. den allmänna föroreningen av atmosfären och världshaven.

Som nämnts i bl. a. kapitel 8 är det förenat med många svårigheter att bestämma värdet av de totala externa effekterna till följd av föroreningsutsläpp, om detta överhuvudtaget är möjligt. Detta gäller alla föroreningar. För de internationella tillkommer dessutom ytterligare faktorer. Det finns inte några allmänna avtal länderna emellan om hur föroreningsfrågor skall regleras. Inte heller finns något övernationellt organ med myndighet att driva en aktiv miljöpolitik inklusive övervakning och med sanktionsmöjligheter om överträdelser sker.

Vid miljökonferensen i Stockholm 1972 enades de deltagande staterna om uttalandet att varje land bär ansvaret för att "säkerställa att aktiviteter inom deras jurisdiktion och kontroll inte orsakar skada på andra staters miljö eller på områden utanför nationell jurisdiktion".[6] Möjligheterna att utkräva detta ansvar är dock ytterst små.

I avsnitt 12.4 visades att skärpta miljökrav kan ge upphov till välfärdsvinster för det land som skärper kraven. Visserligen finns det individer inom landet som förlorar på omställningen, men totalt sett blir det en vinst. Eftersom "vinnare" och "förlorare" finns i samma land är det tänkbart att kompensera vissa förlorare t. ex. genom arbetsmarknadspolitiska åtgärder eller t. o. m. kontantersättning. Ett motsvarande arrangemang på det internationella planet med vinnare och förlorare i olika länder ter sig betydligt svårare.

På samma sätt som det för det enskilda landet kan uppstå vinster då nationella föroreningar minskas, kan det för en grupp av länder vara lönsamt, totalt sett, att påverka mängden internationella föroreningar. Uppskattningar som gjorts inom OECD[7] och som berör dess medlemsländer indikerar att värdet av de externa effekterna till följd av internationella föroreningar kanske ligger i storleksordningen 1 miljard dollar årligen. De potentiella vinsterna av en mer samordnad miljöpolitik uppskattas till tiotals miljoner dollar årligen. Uttryckt i ekonomiska mått finns det alltså klara skäl att ta itu med de internationella föroreningarna.

Inledningsvis kan tas upp fall då ett av föroreningar drabbat land importerar de varor, vars framställning i ett annat land ger upphov till den aktuella föroreningen. Både önskade varor och oönskade föroreningar går alltså från ett land till ett annat. Detta faktum utgör ett argument mot den klassiska tesen om att fullständig frihandel leder till en önskvärd internationell arbetsfördelning. Tvärtom kan tullar på varor vars produktion ger upphov till internationella föroreningar leda till högre välfärd.

Rent praktiskt torde det dock i de flesta fall vara svårt att effektivt komma till rätta med de internationella föroreningarna genom "miljötullar".

Med bortseende från möjligheterna att via importen av varor påverka och reglera den internationella miljöpolitiken kan intresset åter knytas till de olika föroreningsströmmarna. Fallet med en enkelriktad föroreningsström från ett land till ett eller flera andra länder kräver en lösning, där de länder som förorenas på något sätt kan påverka det förorenande landets agerande. Om land A påverkar land B med en enkelriktad föroreningsström kan följande vägar för att lösa konflikten mellan de båda länderna diskuteras.

[6] United Nations Document. Conf 48. 1972.

[7] OECD, Environmental Committee, Outline of programme on transfrontier pollution. 1972.

Tabell 12.2 Internationella föroreningar – några exempel

Naturresurs	Berörda länder	Specifikt miljöproblem
A. *Floder/vattenvägar:*		
Rhen	Frankrike, Förbundsrepubliken Tyskland, Nederländerna, Schweiz	Salt- och varmvattenutsläpp
Saar	Frankrike, Förbundsrepubliken Tyskland	Industriella/kommunala utsläpp
Mosel	Frankrike, Luxemburg, Förbundsrepubliken Tyskland	Industriella/kommunala utsläpp
Ems-Dollart	Nederländerna, Förbundsrepubliken Tyskland	Utsläpp från Nederländerna
Maas	Belgien, Nederländerna	Dricksvattentillgång för Nederländerna
Schelde	Belgien, Nederländerna	Dricksvattentillgång för Nederländerna
Donau	Förbundsrepubliken Tyskland, Österrike, Östeuropa	Industriella/kommunala utsläpp
St. John	Canada, USA	
B. *Sjöar:*		
Bodensjön	Förbundsrepubliken Tyskland, Schweiz	Dricksvatten för södra Förbundsrepubliken Tyskland
Genèvesjön	Frankrike, Schweiz	Kommunala avloppsutsläpp
Lugano-sjön	Schweiz, Italien	Kommunala avloppsutsläpp
Maggiore-sjön	Schweiz, Italien	Kommunala avloppsutsläpp
Stora Sjöarna	Canada, USA	Industriella/kommunala utsläpp
C. *Hav:*		
Nordsjön	Angränsande länder (8)	Industriella/kommunala utsläpp
Östersjön	Angränsande länder (8)	Industriella/kommunala utsläpp
Medelhavet	Angränsande länder (15)	Industriella/kommunala utsläpp
D. *Kustområden:*		
Medelhavet	Italien, Frankrike, Spanien, Jugoslavien	Utsläpp från kuststäderna
Nordsjön	Norge, Sverige	Industriella/kommunala utsläpp
E. *Luften:*		
Skandinavien	Sverige, Danmark, Norge, Finland, Storbritannien, Förbundsrepubliken Tyskland	Surt nedfall
Nederländerna	Nederländerna, Förbundsrepubliken Tyskland	Svaveldioxid från jordbruksområden
Saar-Lothringen	Frankrike, Förbundsrepubliken Tyskland, Luxemburg	Föroreningar från järn- och stålindustri
Benelux' industriområden	Belgien, Nederländerna	Lokal industriell förorening
St. Clair-Detroit	Canada, USA	Ansvar för kärnkraftsolyckor

Källa: OECD Environment Committee, Outline of Program on Transfrontier Pollution. (Paris: OECD Document AEU/ENV/72.7, Annex, 24 March 1972).

Alternativ 1

Land A och B förhandlar om kostnadsfördelning i varje enskilt fall. Beroende på förhandlingsstyrka kommer de av A skapade men av B initialt burna miljökostnaderna att fördelas. Rent allmänt kan sägas att B:s utgångsläge här är sämre än A:s.

Alternativ 2

Land A och B har ett avtal om att dela kostnaderna för att reducera föroreningsmängden (detta måste ske i land A).

Det ligger här i A:s intresse att det är så låga miljökrav som möjligt i land B, eftersom totalkostnaderna som till hälften skall betalas av A då blir låga. För B:s del är däremot höga miljökrav fördelaktiga eftersom land B självt endast behöver betala hälften av totalkostnaden.

Alternativ 3

Ett avtal har slutits som följer principen om att förorenaren skall betala, vilket i detta fall innebär att land A betalar alla miljökostnaderna antingen för reduktion i det egna landet eller som kompensation till land B. Detta alternativ stämmer också överens med konferensbeslutet i Stockholm 1972. I avsaknad av överstatliga kontroll- och sanktionsmyndigheter förefaller även detta alternativ svårt att genomföra i praktiken trots den allmänt accepterade formella grunden alternativet vilar på.

I samtliga tre fall blir utgången beroende av god vilja och förhandlingsstyrka länderna emellan, då miljöskador, som tidigare nämnts, ofta är mycket svåra att värdera och miljökraven skiftar från land till land. Samma typ av skada kan i många fall härledas till såväl inhemska som utländska utsläpp osv.

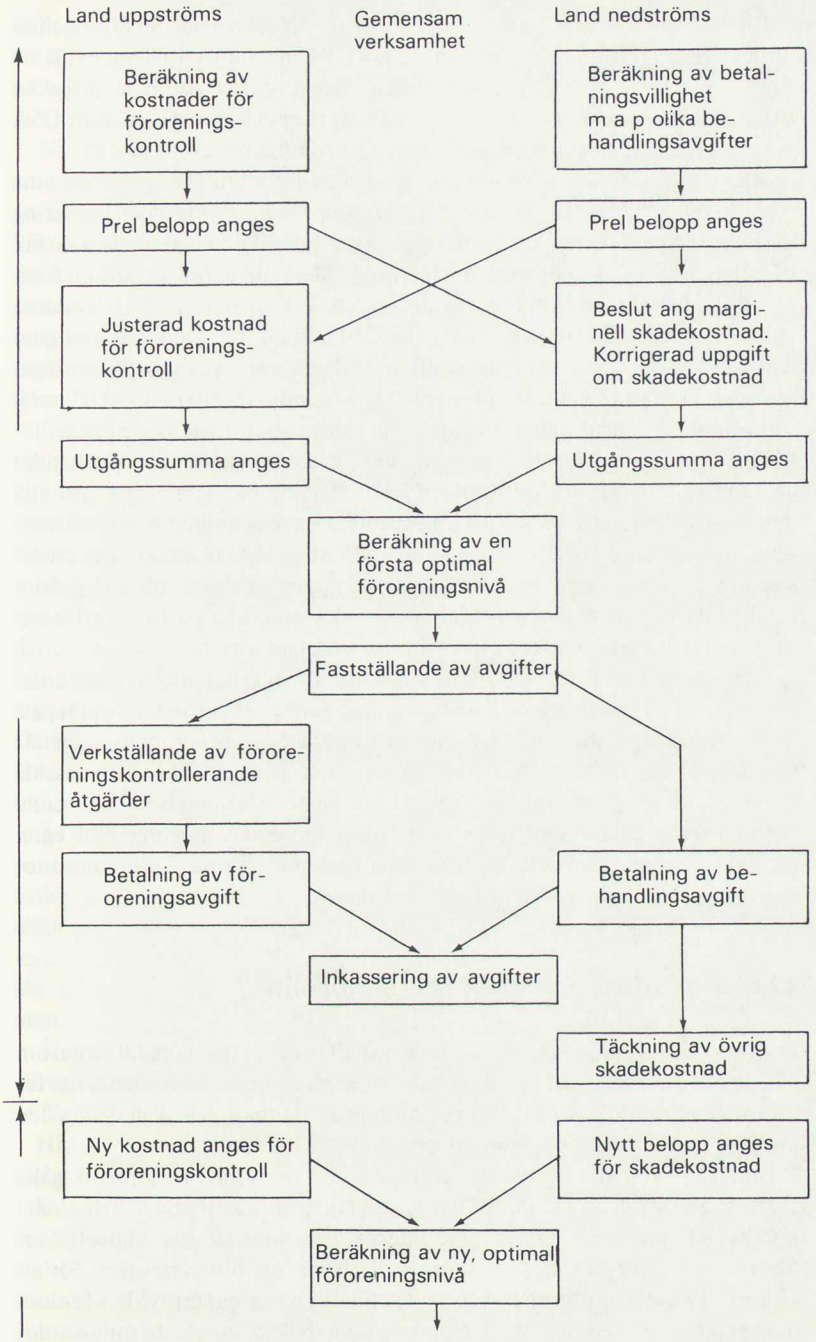
Alternativ 4

Detta alternativ som bygger på ömsesidig kompensation[8] innebär att emittentlandet, land A, till en gemensam fond betalar en skatt som motsvarar värdet av de externa effekterna som det andra landet, land B, säger sig få vidkännas till följd av land A:s föroreningsutsläpp. Land B betalar också en skatt till denna fond. B:s skattebelopp motsvarar land A:s uppskattade kostnader för den föroreningsreduktion som land A har vidtagit. Miljöskatten ger land A incitament att hitta så billiga lösningar som möjligt för att reducera utsläppen. För land B ger skatten incitament till att värdet av de externa effekterna ges ett så sant värde som möjligt. Om land B överdriver miljöskadornas omfattning leder detta bara till en ökad föroreningsreduktion, vilken land B självt får betala genom skattens konstruktion. I figur 12.3 visas hur gången i alternativ 4 är tänkt.

Även alternativ 4 lider dock av svagheter. Bl. a. kan nämnas svårigheterna att få länderna att acceptera själva systemet.

I de fall föroreningarna i minst lika hög grad även drabbar det land som gör utsläppen förefaller de internationella föroreningsproblemen lättare att lösa. Förorenaren kan då ha ett direkt eget intresse av att föroreningsmängden minskar. Ofta påverkas någon för de berörda länderna gemensam miljöresurs av de internationella föroreningarna. Den framkomliga vägen för att lösa dessa problem går då via en internationell samverkan, där både avgifter och regleringar är möjliga medel. Oavsett val av medel finns det anledning att även på det internationella planet utgå från den miljöpolitiska målsättningen att en viss miljöstandard skall uppnås med så små uppoffringar som möjligt (se även kapitel 9). I idealfallet skulle detta på internationell nivå innebära att

[8] The mutual compensation principle. An economic instrument for solving certain transfrontier pollution problems. OECD.



Figur 12.3 Ömsesidig kompensation.

de olika ländernas miljöpolitiska mål (vilka kan skifta mellan olika länder) uppnås med så små uppoffringar som möjligt, oavsett var dessa sker. Detta skulle medföra att uppoffringarna delvis fick ske i ett land för att ett annat lands miljöpolitiska mål skulle uppnås, vilket i sin tur kunde samordnas med transfereringar mellan länderna.

Ett exempel på hur två länder beslutat sig för att söka hejda förstöringen av en gemensam resurs är uppgörelsen mellan USA och Canada gällande sjöarna Erie, Ontario och St. Lawrence-floden. Kostnaderna för hela projektet beräknades till 1,6 miljarder dollar i 1968 års priser och fördelades så att USA betalar ungefär 1,4 miljarder dollar och Canada 0,2 miljarder dollar.

Som styrmedel för att komma till rätta med förorening av gemensamma resurser ligger kanske regleringar av typ utsläppsbegränsningar och kvotering närmast till hands. Men även olika typer av avgifter kan bli aktuella. I de fall den gemensamma miljöresursen någorlunda klart kan definieras såsom t. ex. en sjö är det möjligt att miljöresurserna förvaltas av en för de berörda länderna gemensam miljömyndighet med självständig ställning. Denna myndighet kan då styra utsläppen via miljöavgifter samt genomföra eventuella reningsåtgärder. Förvaltning och styrning enligt sådana principer har i en del fall valts för samarbete mellan olika delstater eller andra administrativa enheter.

Vad slutligen gäller föroreningar som drabbar någon för alla länder gemensam miljöresurs (atmosfären eller oceanerna) kan sägas att alla potentiella förorenare måste fås att acceptera en viss miljöpolitisk målsättning. Medlen att nå målen skulle i princip kunna väljas bland samma medel som används nationellt, dvs. såväl avgifter som regleringar av olika slag. Som framhållits har dock dessa medelstyper olika inverkan på inkomstfördelningen, i detta fall på inkomstfördelningen mellan stater.

Efter en principiell genomgång av vägar att lösa internationella miljövårdsproblem måste emellertid de konstateranden som gjorts i kapitel 5 upprepas. Såväl i fråga om konventioner som om andra överenskommelser för att reglera miljövårdsfrågor blir framgången helt beroende av de enskilda staternas sätt att genomföra sin del av överenskommelsen. De enda sanktionsmöjligheter som finns är de olika ländernas åtgärder mot egna medborgare som överträder de nationella bestämmelserna. Sanktioner mot stater som inte fullgör sina åligganden saknas.

12.6 Samordnad internationell miljöpolitik?

I några av de tidigare avsnitten har frågan ställts om det inte vore till fördel om alla länder gick samman och beslöt sig för gemensamma miljöstandards för luft, vatten, produkter osv. Vid behandling av denna fråga skall delvis den problemuppdelning följas som använts i övrigt i detta kapitel.

I fråga om miljöfarliga produkter, skulle en samordnad miljöpolitik gälla för t. ex. engångsförpackningar för drycker, bullernormer för bilar, fosfathalt i tvättmedel osv. Om enbart produkterna och inte dessas miljöeffekter förekommer i utbytet mellan länder är det svårt att hitta argument för en sådan fullständig uniformitet. Vill land A tillåta en viss bullernivå hos fordon, medan land B väljer en annan och högre nivå (p. g. a. en annan miljövärdering eller andra förutsättningar, t. ex. avsevärt glesare biltrafik) skulle ett för båda gemensamt och lika bullerkrav inte öka någons välfärd med avseende på miljöförändringen.[9] Om land A:s bullernorm väljs märks i detta land ingen förändring. I land B kommer bullernivån att sänkas. Trots miljöförbättringen kommer emellertid landet med rådande värderingar ändå att uppleva en försämring på grund av att de resurser som måste satsas på en sänkning av

[9] Det måste förutsättas att den i varje land gällande miljövårdspolitiken speglar de sammanvägda värderingarna i respektive land under rådande förhållanden. Aspekter som inkomstfördelning länderna emellan, biståndsfrågor m. m. berörs inte.

bullernivån skulle ge större utbyte i någon alternativ användning. Även om det rent produktionstekniskt och ekonomiskt kan vara fördelaktigt med långa produktionsserier förefaller det svårt att finna miljömotiv till krav på samma produktnormer i alla länder.

När det gäller nationella föroreningar som uppstår vid produktion av varor som går i internationell handel är det också svårt att finna miljöargument för en likriktning av t. ex. emissions- och immissionsnormer mellan olika länder. Under förutsättning att respektive land gjort en avvägning mellan miljöpolitiska och andra mål i samhället kan olika normer och standards vara motiverade. Det kan visserligen leda till att miljökrävande produktion överförs från länder med starkt miljömedvetande och höga miljökostnader till länder med lägre miljökostnader (faktiska eller på grund av prioriteringar). Som tidigare påpekats innebär dock en ensidig skärpning av något lands miljökrav att vissa problem kan uppstå (sysselsättnings-, betalningsbalansproblem osv.). Om tendenser till skärpta miljökrav finns i länder, mellan vilka handel bedrivs, kan därför tidsmässig samordning av skärpningen ske för att minska olika typer av omställningskostnader. Observeras bör emellertid att denna samordning avser tids- och ej miljökvalitetsdimensioner.

Helt allmänt kan sägas att problematiken försvåras då föroreningarna sprider sig över nationsgränserna. En ökad internationell samordning kan därför te sig önskvärd. I fallet med föroreningsströmmen som ensidigt går från ett land till ett annat (alternativt flera andra länder) finns dock inga argument för en samordning av de inblandade ländernas miljöpolitik. Däremot behövs en överenskommelse mellan dem om det eller de drabbade ländernas optimala miljökvalitet om någon slags kostnadsfördelning skall ske mellan de berörda parterna.

Är däremot föroreningen av den typen att den även drabbar det utsläppande landet kan bilden bli något annorlunda. Å ena sidan är det tänkbart att utsläppet drabbar flera länder, inklusive det förorenande landet, men med olika styrka för de olika länderna. Recipienten är alltså inte en gemensam resurs i den meningen att alla länder får samma miljökvalitet, utan problemet blir av samma slag som i fallet med den enkelriktade föroreningsströmmen.

Å andra sidan kan det vara så att utsläppet medför att alla berörda länder möter en och samma miljökvalitet hos den gemensamma miljöresursen. Det är då nödvändigt att enas om en standard.

Hittills har behandlats frågan om gemensamma och lika produktnormer, emissionsnormer osv. Styrmedelssidan skall också kort beröras.

De ekonomiska konsekvenserna för förorenaren vid en skärpning av miljöpolitiken blir olika vid användning av de olika medlen avgifter, regleringar och subventioner. Om alla tre är möjliga att använda för att uppnå ett visst miljöpolitiskt mål är det med tanke på själva måluppfyllelsen ointressant vilket medel som används. För inkomstfördelningen har medlen däremot olika slutresultat (se vidare kapitel 9).

Det kan t. ex. tyckas att två länder, vars exportindustrier konkurrerar, bör använda samma styrmedel för att påverka respektive exportindustris nationella utsläpp. Vad händer emellertid om det ena landet använder avgifter som styrmedel och det andra väljer subventioner? Eftersom föroreningarna här förutsätts vara nationellt begränsade finns det ingen anledning att vidare

diskutera vilka miljöpolitiska mål som respektive land väljer. Klart står dock att det land som använder subventioner gynnar sin exportindustri jämfört med det land som väljer en avgiftslösning. Detta ger ett med hänsyn till internationell arbetsfördelning felaktigt resultat eftersom de miljökostnader respektive land har är lika reella[10] i båda länderna och därför bör komma till uttryck i produktpriserna. Subventionslandet skapar visserligen gynnsammare betingelser för sin exportindustri, men detta sker på konstlad väg. Subventionerna måste tas någonstans från den egna ekonomin där de har ett alternativvärde. Förutom att den internationella handeln förlorar på sådana protektionistiska åtgärder måste subventionslandet räkna med möjligheten att avgiftslandet vidtar motåtgärder för att bibehålla sin industris konkurrensförmåga. Sådana åtgärder och motåtgärder är även i sig resurskrävande.

I de fall internationell handel förekommer med varor, vars produktion innebär miljöpåverkan, synes styrmedel av samma slag ge de bästa förutsättningarna för konkurrens på lika villkor mellan de olika ländernas industrier och ett effektivt utnyttjande av tillgängliga resurser oavsett i vilket land dessa finns. Förekommer däremot ingen handel med berörda varor är valet av styrmedel i första hand en rättvisefråga inom landet.

12.7 Sammanfattning

Den föregående genomgången av beroendet mellan ländernas miljövårdspolitik kan sammanfattas i följande punkter.

Oavsett ekonomiskt system i övrigt förutsätter en aktiv miljöpolitik i många fall en hög grad av centralisering. Detta hänger samman med miljövarornas kollektiva karaktär.

Det faktum att miljöpolitiken i många stycken bör drivas centralt, underlättar problemlösningen på internationell nivå bl. a. mellan länder med olika ekonomiska system.

För Sveriges del förefaller det rimligt att utgå från existerande ekonomiska system och diskutera vilka korrigeringar inom detta som behövs av miljöpolitiska skäl.

Det är från miljösynpunkt inte alltid motiverat med samma produktnormer i samtliga länder med avseende på miljöfarliga produkter. Det gäller miljörisker som endast berör det land där varan används.

En nationell miljöpolitik vad gäller sådana produktkrav står inte i konflikt med strävan att lösa internationella miljöproblem. Olika produktnormer i olika länder kan dock påverka den internationella handeln. Trots att alla produkter, som importeras eller tillverkas inom landet, möter samma produktkrav i ett visst land.

Det enskilda landet kan göra samhällsekonomiska vinster genom en nationell miljöpolitik utan att det föreligger någon internationell samordning i fråga om det miljöpolitiska målet. Om det är känt att även andra länder, med vilka konkurrens förekommer, avser att skärpa sin miljöpolitik, bör dock möjligheterna till en tidsmässig samordning undersökas för att omställningsproblem i görligaste mån skall undvikas. Med tanke på den internationella arbetsfördelningen bör också styrmedel som ger samma placering av

[10] Trots detta kan de vara olika mellan länderna.

kostnadsansvaret för miljövårdsåtgärderna väljas.

För Sveriges del innebär detta att en synkronisering av skärpta miljökrav på bl. a. exportindustrin med konkurrentländernas eventuella skärpning av sina miljökrav kan minska de samhällsekonomiska kostnaderna för åtgärderna.

Till skillnad från nationella föroreningar är internationella föroreningar betydligt svårare att komma till rätta med rent juridiskt.

Där miljöresurserna är gemensamma globalt eller för flera länder är det nödvändigt med gemensamma miljöpolitiska mål vad avser miljöresursens kvalitet. I övriga fall bör utgångspunkten vara att det enskilda landet bestämmer sin miljökvalitet. Med hänsyn till spridningen över gränserna av föroreningar kan dock detta vålla svårigheter, inte minst i fråga om fördelningen mellan länderna av miljövårdskostnaderna.

För Sveriges del innebär detta att det är angeläget att dels definiera vilka internationella miljöresurser som berör flera länder (däribland Sverige) och som bör ha en viss miljökvalitet, dels diskutera hur ett förorenande land (internationella föroreningar) skall ta hänsyn till miljökraven i det land som förorenas. Det förorenade landets miljöpolitiska målsättning, kompensationskrav osv. är frågor som därvid bör behandlas.

Fördelningen av miljökostnaderna nationellt påverkas av hur andra länder förfar, vilket innebär att likartade principer, som t. ex. principen om förorenarens kostnadsansvar (PPP) är värdefulla.

13 Resultat av utredningens tidigare arbete

13.1 Inledning

I detta kapitel redovisas i kort sammanfattning de resultat av utredningsarbetet som presenterats i tidigare betänkanden, rapporter och promemorior samt den ytterligare kunskap och information som tillförts genom remissbehandlingen av en del av detta material. Tillsammans med faktasammanställningarna och den ekonomiska analysen i föreliggande betänkande utgör det underlag för utredningens ställningstagande och förslag i följande kapitel.

13.2 Begränsning av svavelutsläpp – en studie av styrmedel. SOU 1974:101

13.2.1 *Betänkandet*

Huvudsyftet med detta arbete var att studera olika miljövårdspolitiska styrmedel med tillämpning på svavelproblemen. Dessutom var målet att få fram ett beslutsunderlag för en "svavelpolitik".

I betänkandet presenterades kunskaperna om luftföroreningar och svavel som miljöproblem. Svavelutsläppen orsakar problem av två skilda slag, vilka delvis fordrar olika motåtgärder. De lokala problemen med alltför höga halter av svaveldioxid i luften kan lösas främst genom att utsläppen reduceras, att föroreningarna sprids ut bättre i atmosfären, att föroreningskällorna flyttas och att energi- och värmeförsörjningen ändras. De regionala försurningsproblemen i landet kan däremot inte lösas på annat sätt än genom att de totala utsläppen begränsas och att tillförseln från länder omkring Sverige reduceras.

Som utgångspunkt för styrmedelsdiskussionen behandlades också statistik och prognoser för svavelutsläpp i Sverige, kontroll av utsläppen samt metoder och kostnader för utsläppsreduktion. Analysnoggrannheten när det gäller svavelhalt i olja angavs till ± 10 procent. Kostnaden för erforderliga analyser bedömdes vara marginell vid jämförelse med kostnaden för utsläppsbegränsande åtgärder. Tekniken och kostnaden för att minska svavelutsläpp med olika metoder som avsvavling av olja och rökgaser redovisades, varvid kostnader för den dominerande metoden, tjockoljeavsvavling, angavs till 1 200–1 500 kronor per ton avskiljt svavel i 1973 års priser.

De miljöpolitiska målen för svavelpolitiken formulerades som dels en begränsning av de totala utsläppen inom landet till en bestämd nivå, dels en begränsning av halterna av svaveldioxid i luften så att de inte överskrider angivna gränsvärden. Dessa mål skulle dessutom nås till så låga samhällsekonomiska kostnader som möjligt. Utredningen diskuterade olika styrmedel som tillståndsprövning, produktnormer, lokaliseringstillstånd, utsläppsnormer, subventioner, avgifter och föroreningsrätter, varefter två handlingsalternativ presenterades. Det ena byggde på nuvarande system med produktnormer genom lagstiftning om svavelhalt i eldningsolja, verksamhetsprövning genom miljöskyddslagen och dessutom samhällsplanering. I det andra alternativet ingick dessutom ett system med avgifter på eldningsolja med hänsyn till svavelhalt samt på svavelutsläpp från processer o. d. Utredningen ansåg att ett sådant avgiftssystem, inriktat på att lösa i första hand försurningsproblemen (dvs. de regionala problemen) skulle kunna bli ett fungerande instrument i miljövårdspolitiken.

I sin slutgranskning av de båda alternativen fann utredningen dock främst svårigheterna att med avgifter uppnå de begränsningar av utsläppen som eftersträvas tala för att nuvarande system skulle behållas, eftersom det visat sig effektivt. Vissa förbättringar kunde göras. Utredningen pekade också på de omställningsproblem som kunde väntas uppkomma om ett ekonomiskt styrmedel infördes. Som komplement till gällande regleringar föreslog utredningen dock avgifter då dispens från gällande svavelgränser måste medges.

Utredningen föreslog sammanfattningsvis att det nuvarande systemet av styrmedel med miljöskyddslagen och förordningen om begränsning av svavelhalten i eldningsolja som viktigaste styrmedel skulle bibehållas, att en dispensavgift skulle införas samt att bestämmelserna om begränsning av svavelhalt i eldningsolja skulle göras tillämpliga på alla fossila bränslen som innehåller svavel.

Utredningen förordade också att frågan om energiskattens utformning närmare skulle utredas med beaktande av möjligheterna att föra in bränslets svavelhalt som en faktor vid bestämningen av skattesatsen. Utredningen underströk slutligen vikten av att kommunerna ges förbättrade möjligheter att planera och styra energiförsörjningen i tätorterna.

Ledamöterna Norrby och Burenstam Linder förordade i en reservation ekonomiska styrmedel i form av en anpassning av energiskatten för att angripa det regionala svavelproblemet. Experterna Grafström och Höök föreslog i ett särskilt yttrande ett avgiftssystem. De ansåg detta dels ge en hög grad av flexibilitet och anpassbarhet i förhållande till tänkbara förändringar i energiförsörjning och energipolitik, dels en uppfyllelse av de miljöpolitiska målen till lägsta samhällsekonomiska kostnad.

13.2.2 *Remissbehandlingen*

En övervägande majoritet av remissinstanserna, däribland statskontoret, planverket, industriförbundet och flertalet länsstyrelser, instämde i utredningens bedömning av den befintliga lagstiftningen som ett effektivt miljöpolitiskt styrmedel, vilket borde bibehållas och utvecklas. De redovisade motiven till att föredra detta system framför avgifter var framför allt en

osäkrare styreffekt av avgifter, svårigheterna att anpassa avgiftens storlek till uppsatta mål och kontrollsvårigheterna. Koncessionsnämnden befarade även negativa effekter på miljöskyddsarbetet av att ett avgiftssystem skulle kunna uppfattas som en möjlighet att köpa sig rätt att förorena. Naturvårdsverket fann det inte välbetänkt att inom en så begränsad sektor av miljöpolitiken pröva ett helt nytt system. Bostadsstyrelsen och Sveriges Allmännyttiga Bostadsföretag (SABO) ansåg att miljövårdspolitiken i första hand bör grundas på administrativa åtgärder med tvingande innebörd, bl. a. med hänsyn till de större möjligheterna till selektiva och riktade åtgärder.

Bland de remissorgan som förordade avgiftssystem dominerade synpunkter om en effektivare resursallokering och ökade incitament till utsläppsbegränsningar. Dessa åsikter framfördes av bl. a. industriverket, styrelsen för teknisk utveckling och fiskeristyrelsen. Den senare önskade inkomster från en svavelavgift för att återställa de miljöskador som uppstått på grund av svavelnedfall. SACO/SR pekade på att styrning genom avgifter är en teknik som används för att påverka utvecklingen inom en rad andra sektorer i samhället.

Förslaget om dispensavgift tillstyrktes av flertalet remissorgan. Detsamma gällde förslaget om närmare utredning av energiskattens utformning med beaktande av bränslets svavelhalt vid bestämning av skattesatsen.

13.2.3 *Resultaten*

Regeringen tillsatte 1975 en ny utredning om åtgärder för att motverka negativa effekter av svavelutsläpp. Utredningen avgav 1976 betänkandet (Ds Jo 1976:2) Mindre svavel – bättre miljö. Sistnämnda utredning föreslog bl. a. en ny målsättning för svavelpolitiken som i korthet innebar en halvering av svavelutsläppen i Sverige från början av 1970-talet till mitten av 1980-talet.

Regeringen behandlade båda betänkandena i propositionen 1976/77:3 om åtgärder för att motverka negativa effekter av svavelutsläpp och föreslog bl. a. en lag (1976:1054) om svavelhaltigt bränsle samt införandet av dispensavgift.

Riksdagen beslutade i enlighet med regeringens förslag (JoU 1976/77:4, rskr 1976/77:24).

Naturvårdsverket har lämnat tillämpningsanvisningar till den nya svavellagstiftningen i meddelandet (SNV PM 862) Svavelhaltigt bränsle.

13.3 Effekter av förpackningsavgiften samt Dryckesförpackningar och miljö. SOU 1974:44 och 1976:35

13.3.1 *Rapporten*

Den 1 mars 1973 infördes en avgift om 10 öre på vissa dryckesförpackningar som ett led i finansieringen av ett prisstopp på livsmedel som införts den 1 januari samma år. Vid den politiska överenskommelsen om avgiften sågs den i vissa fall även som ett miljöpolitiskt styrmedel. Utredningen fick i uppdrag att studera avgiftens effekter från miljösynpunkt, varvid samtidigt dess

inverkan på andra väsentliga områden som t. ex. sysselsättning skulle följas. Dessutom skulle behovet från miljöpolitisk synpunkt av en särskild förpackningsavgift som styrmedel undersökas.

Avgiftens effekter på förpackningsanvändningen kunde vid tidpunkten för studien kortfattat beskrivas som en övergång inom glassektorn från engångs- till returförpackningar, medan burken och Rigello-flaskan behöll sina andelar av marknaden. Utvecklingen därefter visade en nedåtgående tendens för nyproduktionen av returglas, fortsatt nedgång för engångsglas och en väsentlig uppgång för burk. Minskningen av returglasproduktionen berodde främst på ökat användningstal. Någon mer betydande kostnadsskillnad räknat per liter dryck mellan användning av engångsglas och returglas i tillverknings-, distributions- och försäljningsleden bedömdes inte föreligga. *Kostnadseffekterna* var därför främst att söka i de omställningsprocesser som förekom i samband med övergången från engångs- till returglas. Med vissa undantag var de på det hela taget inte av någon större betydelse.

Förändringarna i förpackningsanvändningen kunde för vissa berörda grupper ha inneburit någon nedgång i *sysselsättningen*. Det gällde framför allt förpackningstillverkare och dryckestillverkare med helt engångsförpackad produktion. Inom andra grupper, främst olika försäljningsställen, noterades däremot en sysselsättningsökning, eftersom utnyttjandet av returglas är mer arbetskrävande än engångsförpackningar.

De *miljöeffekter* utredningen valde att studera var påverkan på nedskräpningen i naturen, avfallsmängden och resursförbrukningen. En nedgång i nedskräpningen med förpackningar kunde noteras, men denna minskning var mindre än vad som gällde för nedskräpningen i allmänhet. För sopvolym och resursförbrukning kunde förändringarna i båda fallen betecknas som marginella.

Slutsatsen av studien blev således att avgiften inte haft någon mer betydande inverkan på kostnader, sysselsättning och miljö. En begränsning av granskningen till att gälla enbart miljöeffekterna ändrade inte bilden av en viss, men förhållandevis obetydlig, påverkan.

13.3.2 *Betänkandet*

Utredningens fortsatta arbete avsågs utmynna i en bedömning av behovet av särskilda miljöpolitiska styrmedel inom förpackningssektorn. Som underlag för ett sådant ställningstagande studerades sådan miljöpåverkan som kan hänföras till tillverkning, användning och slutligt omhändertagande av de avgiftsbelagda dryckesförpackningarna. Analysen behandlade också miljöpolitiska mål och styrmedel för att nå dessa mål. De effekter av förpackningsanvändning som analysen behandlade var uppkomsten av hushållsavfall, förbrukning av energi och råvaror samt påverkan på den yttre miljön. Utredningen diskuterade de förväntade ändringarna i dessa faktorer vid en övergång från existerande dryckesförpackningssystem till ett med enbart returförpackningar samt till modifierade blandsystem.

Utredningen fann att effekterna på avfallsgenerering och resursförbrukning, där särskilt energiåtgången studerades, är osäkra. I huvudsak kan sägas att i den mån returglasen alltid returneras kan vissa vinster göras. Om däremot returglasen i viss utsträckning behandlas som engångsförpackningar

kan resultatet bli det motsatta. Benägenheten att returnera förpackningar blir bestämmande för resultatet. Utredningen pekade därvid på att vid en övergång till ett renodlat retursystem också de kommer att omfattas, som i nuvarande system visat sig obenägna att återlämna förpackningar och även varit beredda att betala något mer för att slippa återlämning.

Påverkan på den yttre miljön från dryckesförpackningssektorn förekommer i form av såväl luft- som vatten- och markföroreningar. Denna förorening hänför sig i huvudsak till de olika material och varor som tillverkas och distribueras, men är inte specifika för de olika förpackningarna, utan hänger samman med de processtekniker som används. Det bör också påpekas att den del av dessa föroreningar, som kan hänföras till just dryckesförpackningar, i förhållande till de totala föroreningarna av samma slag endast är marginella. Detta gäller dock inte för nedskräpningen. I utförda skräpfrekvensmätningar har dryckesförpackningarnas andel av skräpobjekten legat kring 12 procent, vartill kommer kapsyler o. d. med ca 8 procent. Den påverkan som nedskräpningen har är estetiska effekter, skador på människor och djur, skador på egendom (t. ex. jordbruksmaskiner), kostnader för olika städaktiviteter och förändrat utnyttjande av vissa platser på grund av risk för skador. Nedskräpningen är den enda miljöpåverkan från dryckesförpackningar där deras andel av den totala påverkan kan anses betydelsefull. Det är därför troligt att det skulle bli ett märkbart resultat om nedskräpningen med dryckesförpackningar upphörde. Det är däremot mera komplicerat att bedöma om en obligatorisk övergång till retursystem skulle leda till minskade olägenheter från nedskräpning. Det beror dels på om, och i så fall i vilken utsträckning, nedskräpningen med dryckesförpackningar fortsätter och vilken grad av olägenhet ett kastat returglas har jämfört med en kastad engångsförpackning. Om inte återlämningsbenägenheten generellt kan hållas tillräckligt hög är svaret på frågan om en förbättring uppnås ovisst.

Utredningens utgångspunkt vid bedömningen av behovet av styrmedel var att skälet från miljöpolitisk synpunkt till ingrepp i dryckesförpackningssystemet måste vara förekomsten av negativa externa effekter från just detta system. För att ett sådant ingrepp skall bli meningsfullt och verkligen medföra en märkbar förändring på det aktuella området måste också dessa externa effekter vara mer än marginella. Utredningen fann att negativa externa effekter förekom med avseende på den yttre miljön, men att de var mer än marginella endast i fråga om nedskräpningen. För att nå det miljöpolitiska målet minskad nedskräpning i naturen skulle således åtgärder, riktade mot enbart dryckesförpackningssektorn kunna vara verkningsfulla. Ett alternativ var dock generella åtgärder, riktade mot den totala nedskräpningen.

Utredningen behandlade två principiellt olika vägar att angripa nedskräpningen, dels förebyggande åtgärder, dels återställande. Inom ramen för de förebyggande åtgärderna studerades fyra typer av styrmedel: förbud mot engångsförpackningar, påverkan på nedskräparna samt "miljöavgifter" och generell pant på dryckesförpackningar.

Ett förbud mot engångsförpackningar, kombinerat med en kraftig pant på returglas för att säkra en i stort sett total återlämning bedömdes ge positiva effekter i form av vissa minskningar i avfallsvikt och energiåtgång samt radikal minskning av råvaruåtgången för förpackningsproduktion. De nega-

tiva effekterna beskrev utredningen som minskade valmöjligheter och minskad bekvämlighet för konsumenterna, minskad konkurrens genom att utländska och inhemska mindre dryckestillverkares förhållanden försämras (på grund av bl. a. de höga initialkostnaderna för uppbyggnad av ett retursystem). En drastisk minskning av förpackningsproduktionen skulle också leda till omställningsproblem inom förpackningsindustrin med friställningar och kapitaldöd. Bland övriga negativa effekter nämndes svårigheter för vissa försäljningsställen, t. ex. kiosker.

En miljöavgift kunde enligt utredningen utformas så att varje förpackning betraktades som ett potentiellt skräpobjekt och belades med en avgift motsvarande de kostnader den skulle förorsaka i naturen. Detta skulle bli en hög avgift, som kunde väntas få ungefär samma effekt som ett förbud. Avgiften kunde också sättas så att den totalt sett täckte kostnaderna för de flaskor som verkligen hamnade i naturen. Denna avgift skulle bli mycket låg, i stort sett sakna styrande effekt, men kunde finansiera vissa andra förebyggande och återställande åtgärder.

Ytterligare ett alternativ var en relativt kraftig pant på alla dryckesförpackningar. Ett sådant system bedömde utredningen ha god effekt från nedskräpningssynpunkt. Pantuttagningen befanns emellertid vara ett allvarligt problem. Med hänsyn till det mycket ringa värdet på tomma engångsförpackningar skulle antingen återlämningsrätten komma att begränsas till den butik där inköpet gjorts eller skulle en central pantadministration för något slags clearingförfarande krävas. Utredningen bedömde det också troligt att effekten av en pant på alla förpackningar skulle bli densamma som vid förbud mot engångsförpackningar, då dessas högre pris inte längre skulle motsvaras av större bekvämlighet.

De tre alternativen förbud, hög avgift och hög pant bedömdes få god effekt på den del av nedskräpningen som härrör från dryckesförpackningar, men också kraftiga effekter på sysselsättning och konkurrens.

Andra sätt att minska nedskräpningen, och då den totala nedskräpningen, skulle vara information, ökade möjligheter att bli av med skräp, ökad upptäcktsrisk. Dessa förebyggande åtgärder kunde sedan kombineras med återställande åtgärder. Ett sätt att finansiera detta skulle den diskuterade låga avgiften vara. Utredningen framhöll att effekten på nedskräpningen av denna kombination skulle bli mera osäker, men att negativa effekter på sysselsättning m. m. samtidigt skulle undvikas.

Utredningen studerade också frågan om återvinning av förpackningsmaterial och fann bl. a. att vissa produktförändringar skulle underlätta återvinningen.

Genom studierna av dryckesförpackningsområdet kom utredningen fram till följande utgångspunkter för sina förslag i frågan.

För att styrmedel, riktade mot dryckesförpackningssektorn, skall resultera i miljöförbättringar måste det föreligga negativa externa effekter från denna sektor. Dessa effekter måste dessutom vara mer än marginela. Negativa externa effekter från dryckesförpackningssektorn förekommer i form av såväl luft- och vatten- som markföroreningar. De båda förstnämnda typerna av föroreningar är emellertid inte specifika för tillverkning och hantering av förpackningar utan hänger samman med dessa processer även för många andra varor. Förpackningstillverkningen och -hanteringen utgör endast en

marginell del av dessa processer. Påverkan i form av nedskräpning däremot, måste för dryckesförpackningarnas del sägas vara mer än marginell. Ca 20 procent av skräpföremålen har vid skräpfrekvensmätningar kunnat hänföras till drycker. Det miljöpolitiska målet i fråga om förpackningar blir således främst att minska nedskräpningen med förpackningar.

Vid sin bedömning av olika styrmedel fann utredningen förbud mot engångsförpackningar, hög avgift eller hög generell pant medföra nackdelar som övervägde de fördelar som kunde väntas. Dessa medel avsåg också endast en begränsad del av nedskräpningen. Utredningen förordade i stället en kombination av förebyggande och återställande åtgärder med inriktning mot nedskräpningen som helhet. Därutöver föreslog utredningen åtgärder för att öka möjligheterna att återvinna förpackningsmaterial.

I sammanfattning innebar utredningens förslag följande:

1. Den nuvarande avgiften på dryckesförpackningar föreslås höjd från 10 till 15 öre, med undantag för förpackningar för vin och sprit, där avgiften föreslås avskaffad.
2. Systembolaget föreslås införa pant på samtliga förpackningar – såväl engångs- som retur – för vin och sprit. Denna pant bör ej understiga panten för 33 cl returglas. (Inom ramen för systembolaget är en clearing av pant möjlig eftersom det rör sig om ett enda företag.)
3. En avgift om 5 öre föreslås införd på dryckesförpackningar med en fyllnadsvolym som överstiger 10 cl men ej 20 cl och som är avsedda för konsumtionsfärdiga drycker utom mjölk, småbarnsdrycker[1] samt för vin och sprit.
4. Naturvårdsverket föreslås få till uttrycklig uppgift att i samråd med bl. a. konsumentverket aktivt följa och påverka utvecklingen inom förpackningssektorn i syfte att minska påverkan på miljön från denna.
5. Utredningen föreslår att kommande avtal med Svenska Förpackningsforskningsinstitutet utformas så att utvecklingen av från miljösynpunkt lämpliga förpackningar och förpackningssystem ges hög prioritet. Vidare bör statens naturvårdsverk vara representerat i institutets styrelse.
6. Utredningen föreslår att en särskild arbetsgrupp tillsätts med uppgift att från miljö-, konsument- och samhällsekonomiska synpunkter undersöka möjligheterna att ta fram och införa ett bättre retursystem för dryckesförpackningar.
7. Utredningen föreslår slutligen att under naturvårdsverkets samordnande ledning landsomfattande kampanjer mot nedskräpningen anordnas.

13.3.3 *Remissbehandlingen*

Flertalet av de remissinstanser som yttrade sig över förpackningsbetänkandet, däribland naturvårdsverket, drog samma slutsatser som utredningen av analysen av förpackningarnas inverkan på den yttre miljön. De anslöt sig till utredningens uppfattning att det endast i fråga om nedskräpningen råder sådana förhållanden att särskilda åtgärder mot dryckesförpackningar är motiverade från miljövårdssynpunkt. De flesta instämde också i att åtgärder borde väljas, som riktade sig även mot annan nedskräpning. Förbud eller liknande ingrepp i dryckesmarknaden uppfattades som alltför drastiska. Endast ett fåtal remissinstanser ansåg dem motiverade. Utredningens förslag

[1] Drycker märkta med en lägsta lämpliga konsumtionsålder mellan 0 och 6 månader.

om förebyggande och återställande åtgärder för att nå minskad nedskräpning vann således stort gehör, liksom förslagen om vägar att påverka utvecklingen mot förpackningar som från olika miljövårdssynpunkter är bättre än dagens.

Däremot avvisades utredningens förslag till finansiering av dessa åtgärder bestämt från många håll, såväl av naturvårdsverket samt ytterligare ett antal myndigheter som av olika näringslivsorganisationer. I några fall synes skillnaden mellan en styrande och en finansierande avgift inte ha uppfattats. Den föreslagna finansieringsavgiften avvisades där med motivet att den inte var styrande, och att den därför inte hade något berättigande från miljösynpunkt.

Övriga instanser accepterade i allmänhet tanken på avgifter som en väg att finansiera miljövårdsåtgärder, men ansåg det olämpligt att endast en liten del av de potentiella skräpobjekten skulle bidra till finansieringen. Därigenom stod den inte i överensstämmelse med principen om förorenarens kostnadsansvar (PPP). Många, även vissa av näringslivets organisationer, föreslog därför en utvidgning av avgiften, om den bedömdes nödvändig, till även andra varor som ofta hamnar som skräp i naturen. Andra föreslog, med hänsyn till svårigheterna att få en rättvis avgiftsbeläggning, att åtgärderna skulle finansieras med allmänna medel. Bland orättvisorna med ett avgiftssystem framhölls också att inte bara nedskräpare utan också alla de, som gör sig kvitt skräpet i laga ordning, får betala.

13.3.4 *Resultaten*

Utredningens förslag om representation för naturvårdsverket i förpackningsforskningsinstitutets styrelse förverkligades kort efter det att förpackningsbetänkandet publicerades. Ett antal utvecklingsprojekt av det slag utredningen föreslog har också inletts.

13.4 Miljövård i Sverige 1975–1980. Bilaga 6 till 1975 års långtidsutredning. SOU 1975:98

13.4.1 *Rapporten*

Rapporten utarbetades inom utredningen i anslutning till finansdepartementets arbete med 1975 års långtidsutredning och avsågs ligga till grund för bedömningar av miljövårdens krav på den svenska ekonomin under resten av 1970-talet. Den skulle även ge ökat underlag för diskussion om miljövårdens framtida inriktning och utformning.

Utredningen beräknade de årliga kapital- och driftskostnaderna för de miljöskyddsåtgärder som vidtagits inom industrin fram t. o. m. år 1974 till 1 000–1 200 milj. kr., vilket utgjorde ca 1,5 procent av produktionens förädlingsvärde år 1974. Kapitalutgifterna för industrins miljöskyddsåtgärder reducerades emellertid genom att staten under femårsperioden 1969–1974 bidrog med ca 700 miljoner kronor.

Inom den kommunala sektorn gjordes under perioden 1969–1974 stora satsningar på miljöskyddsåtgärder. Sammanlagt investerades 2 400 milj.

kronor i kommunala avloppsreningsverk, ca 4,5 procent av de totala kommunala investeringarna under perioden. Driftskostnaderna beräknades år 1974 uppgå till ca 500 milj. kronor per år. Också till dessa investeringar lämnades statliga bidrag, vilka under perioden uppgick till 1 200 milj. kronor. Betydande insatser gjordes även i fråga om renhållning och utbyggnad av fjärrvärmesystemen.

De naturvårdande verksamheterna, t. ex inköp och vård av markområden, var betydligt mindre kostsamma. För hela landet beräknades summan av investeringar, drift och kapitalkostnader till storleksordningen 150 milj. kronor årligen. Huvuddelen härav belöpte sig på åtgärder för att återställa natur.

Grovt räknat investerades i Sverige varje år närmare 1 miljard kronor i miljöskydd och naturvård under perioden 1969–1974. De årliga drift- och kapitalkostnaderna för kommuner och industrier uppskattades till 1,5–2,0 miljarder kronor. Dessa miljövårdsinsatser motsvarade ca 0,7 procent av bruttonationalprodukten (BNP) för år 1974.

Uppgifterna om kostnaderna för miljövården för den andra hälften av 1970-talet, sexårsperioden 1975–1980, byggde till större delen på genomgångar av kommunernas och de större företagens investeringsplaner. Detta material kompletterades med uppgifter från myndigheter, utredningar och andra källor. Enligt planerna skulle totalt 1 000–1 300 milj. kronor årligen komma att investeras i miljöskydd under denna period, dvs. totalt mellan 6 och 8 miljarder. Osäkerheten i dessa bedömningar var sannolikt störst i fråga om åtgärder mot trafikbuller, eftersom det här var fråga om utredningsförslag som ännu inte behandlats av statsmakterna.

Industrin skulle enligt redovisade planer svara för inemot hälften av investeringarna. De årliga kostnaderna för industrins miljöskydd skulle därmed i stort sett fördubblas till 2 000–2 500 milj. kronor eller 2–2,5 procent av förädlingsvärdet. De årliga kostnaderna för de kommunala reningsverken beräknades däremot inte bli lika stora, eftersom utbyggnadstakten förväntades bli lägre under andra hälften av 1970-talet och investeringarna minska med 500 milj. kronor jämfört med 1969–1974. Drift- och kapitalkostnaderna för det tekniska miljöskyddet inom kommunerna, efter planerad utbyggnad av reningsverk och behandlingsanläggningar för avfall, beräknades komma att uppgå till omkring 1 000 milj. kronor per år.

På naturvårdsområdet skulle de direkta investeringarna uppgå till ungefär en procent av de belopp som skulle satsas på miljöskydd.

Med stöd av den gängse definitionen av miljövård inräknades förutom åtgärder för miljöskydd och naturvård i miljövårdskostnaderna även sammanlagt under perioden 2 000 milj. kronor för anläggningar för idrott och friluftsliv. Till de direkta kostnaderna för miljövården lades också kostnader för delar av transportsystemen för vatten, avlopp och avfall samt av anläggningar för värmeförsörjningen i tätorterna. Sammanfattningsvis beräknades i rapporten investeringarna, med denna relativt vida definition av begreppet miljövård, uppgå till storleksordningen 2 miljarder kronor per år under andra hälften av 1970-talet. Drift- och kapitalkostnaderna för anläggningar och utrustning för miljövård skulle år 1980 under dessa förutsättningar uppgå till 3 à 4 miljarder kronor. De samlade miljövårdsinsatserna skulle motsvara ca 1 procent av den beräknade bruttonationalprodukten (BNP) för

år 1980.

Utredningen fann att resultaten av de genomförda miljövårdsinsatserna framför allt kunde registreras i form av minskade utsläpp. Beräkningar visade t. ex. att utsläppen till sjöar och vattendrag av olika organiska och suspenderade ämnen minskade med i det närmaste hälften under perioden 1969–1974. Utsläpp till atmosfären av stoft halverades. Utsläppen av svaveldioxider kunde också begränsas även om minskningen här var mer blygsam. Utredningen bedömde att miljöskyddsåtgärderna under perioden 1975–80 skulle resultera i utsläppsreduktioner av ungefär samma omfattning som de som redovisades för perioden 1969–1974.

Rapporten utgjorde en bilaga till 1975 års långtidsutrednings huvudrapport (SOU 1975:98). Väsentliga delar av den återgavs i huvudrapporten, där också bedömningar av miljövården i ett större samhällsekonomiskt sammanhang gjordes. Därvid framhölls att kunskapen om de ömsesidiga sambanden mellan produktionssystemet och det ekologiska systemet fortfarande är ofullständig och att någon mer utförlig analys av dessa samband inte kunnat genomföras. Det hade exempelvis varit önskvärt att söka bedöma konsekvenserna av en ökad satsning på miljöförbättringar för utrymmet för annan konsumtion, på offentlig service, regional balans osv. Arbetet hade fått begränsas till att i första hand söka uppskatta kostnaderna för de planerade miljövårdsinvesteringarna under prognosperioden och införa dessa i kalkylerna över de framtida resursanspråken.

De planerade miljöskyddsinvesteringarna under 1976–1980 utgjorde knappt 3 procent av den beräknade totala investeringsvolymen i landet. Begränsat till industrin blev andelen 4 procent. Planerna bedömdes ligga tämligen väl i linje med de uppsatta målen för miljövårdspolitiken under perioden. Det innebar emellertid inte att några slutliga mål på miljöpolitikens område skulle kommma att uppnås.

Långtidsutredningen drog den slutsatsen av de planerade miljöskyddsinvesteringarnas storlek i relation till den totala kapitalbildningen inom industrin och ekonomin att miljöskyddsåtgärderna inte i någon större omfattning skulle komma att begränsa möjligheterna att nå övriga samhällsmål under resten av 1970-talet.

13.4.2 *Remissbehandlingen*

Utredningens rapport remissbehandlades i anslutning till huvudrapporten, varvid endast naturvårdsverket berörde miljövårdsfrågorna. Verket instämde i stort med utredningens slutsatser men underströk osäkerheten i beräkningarna av kostnader och utsläppsmängder. Enligt verket måste ambitionsnivån i kommande långtidsutredningar höjas bl. a. när det gäller analyser av miljöpåverkan och resultat i miljön av olika stora satsningar på miljövårdsåtgärder.

Naturvårdsverket framhöll att kostnaderna för övergång till lågsvavlig olja inte medtagits i utredningens beräkningar, att de angivna kostnaderna för miljövårdsinsatser inom järn- och stål- samt gruvindustrin var för låga, samt att kraven på rening av kommunalt avlopp sannolikt kommer att öka i framtiden. Mot denna bakgrund bedömde verket utredningens uppgifter om framtida kostnader för utbyggnad av avloppsreningsverk som för låga. Verket

betonade att det fortfarande finns områden där ytterligare reduktioner av utsläpp måste ske. Den tekniska utvecklingen kommer i vissa fall att ge möjlighet till ökad restriktivitet när det gäller utsläpp av vissa föroreningar. I fall då exploatering av naturtillgångar innebär betydande ingrepp i naturen men ändå accepteras från en sammanvägd samhällelig utgångspunkt måste miljöskyddskraven vara långtgående och om möjligt garantier skapas för att naturen återställs sedan utvinningen är avslutad. Alternativa utvinningsområden bör också beaktas vid bedömningen av sådana projekt.

13.5 Miljöskyddet inom industrin – en analys med utgångspunkt i massa- och pappersindustrin. Utredningspromemoria 1976

13.5.1 *Promemorian*

Syftet med promemorian var dels att redovisa utredningens dittillsvarande arbete om kostnader för miljöskyddet inom industrin, dels att få synpunkter inför det fortsatta arbetet med kostnads- och styrmedelsfrågor.

Utgångspunkterna för arbetet med promemorian var bl. a. att kostnaderna för miljöskyddet i framtiden väntas bli av större samhällsekonomisk betydelse än hittills och att anspråken på resurser för miljöskyddsinsatser sannolikt får vidkännas allt större konkurrens från andra angelägna samhällskrav. Därför bör mer precisa mål för en långsiktig miljöskyddspolitik för industrin, grundad på ekologiska och samhällsekonomiska bedömningar läggas fast av statsmakterna. För ett effektivt genomförande av denna politik krävs ett system av styrmedel. Vid utformningen av dessa styrmedel bör principen om förorenarens kostnadsansvar vara utgångspunkt. I enskilda fall kan det dock vara samhällsekonomiskt motiverat att subventionera miljöskyddsåtgärder eller lindra kraven på åtgärder för att t. ex. undvika lokal arbetslöshet. Vid utformning av den framtida miljöskyddspolitiken måste också kopplingen mellan den inre och yttre miljön uppmärksammas.

I promemorian presenterades två huvudvägar för den framtida miljöskyddspolitiken för industrin. Utgångspunkt var därvid gällande lagstiftning, främst miljöskyddslagen med dess prövningsförfarande. I det första alternativet kompletterades det nuvarande systemet med ett utvidgat system med riktlinjer för föroreningsutsläpp. I det andra valdes i stället avgifter för föroreningsutsläpp (utsläppsavgifter) som komplement. Dessutom diskuterades ett system med avgifter för berörda myndigheters prövning, tillsyn m. m. (finansieringsavgifter), vilket kunde kombineras med båda huvudalternativen.

Gemensamt för de båda huvudalternativen var också ett system med övergripande långtidsplaner för att på ett tidigt skede i miljöskyddsarbetet få in övergripande miljömässiga och ekonomiska bedömningar. Det system som skisserades innebar att alternativa förslag till sådana långtidsplaner för miljöskyddsarbetet skulle utarbetas av naturvårdsverket på grundval av underlagsmaterial från forskingsorgan, andra berörda myndigheter och organisationer etc.

Efter fastställelse i riksdagen skulle denna övergripande långtidsplan

utgöra utgångspunkt för regeringens direktiv till naturvårdsverket att inom ramen för i statsbudgeten avsatta medel närmare utforma förslag till riktlinjer för begränsning av föroreningsutsläpp.

Riktlinjerna skulle kombineras med någon form av individuell prövning för att hänsyn skulle kunna tas till lokala ekonomiska problem och miljöförutsättningar. Det tredje steget i den skisserade modellen för miljöskyddsarbetet skulle därför innebära fortsatt prövning av enskilda anläggningar enligt miljöskyddslagen på liknande sätt som för närvarande. En sådan prövning skulle inriktas på framför allt lokala miljömässiga och ekonomiska förhållanden. Liksom hittills skulle koncessionsnämnden för miljöskydd svara för prövningen.

Den skisserade modellen innebar således ett arbete på tre nivåer, nämligen utarbetande av övergripande långtidsplaner, utformning av riktlinjer för begränsning av föroreningsutsläpp samt prövning av enskilda verksamheter enligt fastställda riktlinjer och med beaktande av lokala förhållanden.

Vid val av avgiftsalternativet skulle riktlinjearbetet komma att ersättas av bestämning av utsläppsavgifter. Även med utsläppsavgifter kan individuell prövning av varje enskild miljöstörande verksamhet erfordras. Denna prövning får i huvudsak samma funktion som vid ett system med riktlinjer för utsläpp.

De båda diskuterade alternativen innebär en betoning av det politiska ansvaret för miljöskyddsarbetets inriktning, en förskjutning av tyngdpunkten i miljöskyddsarbetet för industrin mot ökad användning av generella styrmedel i form av riktlinjer eller utsläppsavgifter för begränsning av föroreningsutsläpp och en klarare uppdelning av rollerna i beslutsprocessen. De övergripande långtidsplanerna kan i båda fallen utarbetas på i allt väsentligt samma sätt. De båda modellerna skiljer sig främst i den andra av de tre beslutsnivåerna i det att de direkta besluten om miljöskyddsåtgärder vid den enskilda anläggningen fattas på lokal nivå (företagsledningen) i ett avgiftssystem. För beaktande av lokala miljömässiga och ekonomiska förhållanden förutsätter dock båda alternativen tillåtlighets- och villkorsprövning av liknande slag som f. n.

Om en sådan prövning skulle leda till att en viss verksamhet vid rimliga ekonomiska hänsynstaganden medför att t. ex. utsläppen blir så stora att verksamheten av dessa skäl inte blir tillåtlig med utgångspunkt i fastlagda riktlinjer, men verksamheten samtidigt bedöms vara av stor betydelse för samhället, skulle liksom nu tillåtlighetsfrågan underställas regeringens prövning. För att i en sådan prövning undvika en alltför kraftig sänkning av miljöskyddskraven under gällande riktlinjer diskuterades i promemorian möjligheten att ställa särskilda medel till förfogande för miljöskyddsåtgärder i dessa speciella fall. Ett sådant stöd, som främst skulle vara att betrakta som ett arbetsmarknadspolitiskt instrument, bedömdes kunna vara ett från samhällsekonomiska utgångspunkter effektivare medel än att skaffa alternativa sysselsättningstillfällen till orten.

13.5.2 *Remissbehandlingen*

Flertalet remissinstanser instämde i det val av utgångspunkter för arbetet som gjorts i promemorian. Naturvårdsverket ansåg dock att kostnaderna för

enbart den del av miljövården som rör industrin inte är av sådan samhällsekonomisk betydelse att det är befogat med ett särskilt ställningstagande av statsmakterna på detta område. Verket instämde i behovet av mera preciserade målformuleringar i det framtida miljövårdsarbetet och en planering av detta på lång sikt, men ansåg det vara mera angeläget med långtidsplanering för hela miljövårdsområdet.

Sveriges industriförbund påpekade att kostnadseffekterna av miljövårdsinsatserna är svårbestämda, men hävdade att miljökraven på industrin redan nu för de tunga branscherna påverkar produktionskostnaderna högst avsevärt och tvingar företagen att avstå från eller skjuta upp mera produktiva investeringar. Förbundet underströk det ökande behovet av prioriteringar mellan olika miljövårdsmål.

Flertalet remissinstanser anslöt sig till förslaget om en övergripande långtidsplan även om svårigheterna med sådant arbete betonades. Naturvårdsverket ansåg det möjligt att utarbeta en sådan plan med den nämnda utvidgningen till hela miljövårdsområdet för att presenteras i samband med de vart femte år återkommande ekonomiska långtidsutredningarna. I planen borde förutom kostnaderna för olika åtgärder även så långt möjligt effekterna av dem beskrivas. Ett förslag till genomförande som diskuterats inom naturvårdsverket var att verket, efter statsmakternas ställningstagande till planen, ges mandat att genomföra den bl. a. genom att utfärda riktlinjer.

I valet av styrmedel anslöt sig de flesta till förslaget om riktlinjer, dock med varierande uppfattning om omfattningen av ett sådant system. Naturvårdsverket framhöll ett utvecklat riktlinjesystem som en förutsättning för likformighet vid tillståndsprövning på regional och lokal nivå. Koncessionsnämnden varnade för ett riktlinjesystem med bindande karaktär och ansåg riktlinjer lämpliga främst för föroreningstyper, där generella anvisningar kan användas. Användbarheten är, enligt nämnden, beroende av bl. a. recipientmedium. Länsstyrelsen i Stockholm betonade att större hänsyn måste tas till varaktigheten av de störningar olika utsläpp förorsakar, vilket även har betydelse för användbarheten av riktlinjer. Behovet av anpassning till omgivningen av miljövårdskraven underströks och nästan total enighet rådde om individuell prövning enligt i huvudsak dagens system som grundläggande för miljöskyddsfrågornas behandling. I konsekvens därmed föredrogs vägledande riktlinjer och varnades för bindande sådana. Önskvärdheten av att utforma riktlinjer som miljökvalitetskrav underströks, samtidigt som bl. a. naturvårdsverket framhöll att dagens kunskapsnivå i fråga om omgivningspåverkan i stort sett endast medger en formulering i utsläppsmängder eller åtgärdskrav.

De instanser som föredrog riktlinjer framför styrande avgifter, avvisade avgiftssystemet bl. a. med hänvisning till svårigheten att använda generella styrmedel. Möjligheterna till lokal anpassning bedömdes större vid vägledande riktlinjer. Osäkerheten i kostnadsberäkningar samt svårigheter att förutsäga effekterna på utsläppsmängderna anfördes också som skäl mot avgifterna. Flera yttrade sig dock positivt om ett system med styrande avgifter och ansåg att ett sådant borde övervägas, eventuellt som komplement till riktlinjer.

Förslaget om finansierande avgifter för prövning och tillsyn vann anslutning bland många av dem som yttrade sig över det. Naturvårdsverket ansåg

det vara dags att i större utsträckning aktualisera förorenarens kostnadsansvar för både prövning av den egna verksamheten och de undersökningar som erfordras för beslut. Detta skulle stämma överens med bl. a. vad som i viss mån redan gäller vid prövning enligt 136 a § byggnadslagen. Verket ansåg att förorenarens kostnadsansvar också bör avse samhällets kostnader för tillsyn av miljöfarlig verksamhet. Riksrevisionsverket fann förslaget om finansieringsavgifter helt i linje med avgiftspraxis på andra håll i statsförvaltningen, där avgiftsfinansiering tillämpas för kostnader som direkt kan hänföras till definierbara och avgränsade samhällsaktiviteter av sådan art att särskild statlig reglerig anses påkallad.

Bl. a. statskontoret samt vissa länsstyrelser tillstyrkte också förslaget, medan andra länsstyrelser, koncessionsnämnden samt industriförbundet avvisade tanken på en prövnings- och tillsynsavgift. Koncessionsnämnden grundade delvis sitt ställningstagande på förslagets begränsning av avgiften till prövning i koncessionsnämnden. Nämnden avstyrkte dock avgift även med en annan utformning med motiveringen att avgiftsbeläggning minskar benägenheten att underkasta sig annan prövning än den rent obligatoriska.

Också frågan om avgift på restutsläpp berördes i några yttranden. Naturvårdsverket fann svårigheterna med ett sådant system så stora att det inte kunde bli aktuellt inom de närmaste åren. Bl. a. riksrevisionsverket, naturskyddsföreningen och LO ansåg frågan värd att pröva ytterligare.

Naturvårdsverket förde också fram ett förslag om avgifter på sådana utsläpp som innebär att fastställda emissionsgränser överskrids eller som beror på att föreskrivna miljöskyddsåtgärder inte utförts i tid.

Flertalet remissinstanser instämde i att principen om förorenarens kostnadsansvar bör vara utgångspunkt vid fördelning av miljöskyddskostnaderna. Några kommenterade promemorians diskussion om stöd till miljövårdsåtgärder eller mildrade miljövårdskrav av sysselsättningsskäl. Bl. a. naturvårdsverket och ett antal länsstyrelser ansåg att det i enskilda fall kan vara samhällsekonomiskt motiverat med särskilda medel till förfogande för miljöskyddsåtgärder för att undvika en alltför kraftig sänkning av miljöskyddskraven. Naturskyddsföreningen underströk att en sänkning av ambitionsnivån för skyddsåtgärder under inga förhållanden kan accepteras.

13.6 Kostnader för omhändertagande av hushållsavfall m. m. Ds Jo 1977:1

Den kommunala renhållningslagen trädde i kraft den 1 januari 1971, 4 § dock först ett år senare. Därigenom blev kommunens renhållningsansvar obligatoriskt och utsträcktes till hela kommunen samt till all orenlighet och avfall från hushåll och därmed jämförligt avfall. Utredningen ville med sin studie dels söka kartlägga kostnaderna för omhändertagande av hushållsavfall i allmänhet, dels studera de ekonomiska konsekvenserna av lagens genomförande. Sina kostnadsberäkningar byggde utredningen på uppgifter från en enkät i samband med KELP 74-78 (Kommunal ekonomisk långtidsplanering 74-78), kompletterad med specialstudier av sex kommuner, valda för att

representera olika kommuntyper. Studierna gjordes som jämförelser mellan förhållandena 1970 och 1973. Senare modifieringar av renhållningskungörelsen kom därmed ej att beaktas.

KELP-enkäten, som avsåg landets samtliga kommuner, visade på en renhållningskostnad per person på 56 kronor 1973, totalt ca 450 milj. kronor, vilket innebar en förhållandevis kraftig ökning från 1970. Specialstudierna visade att ökningen hänförde sig till flera olika faktorer, av vilka lagens genomförande endast var en. Ökningarna varierade också starkt mellan de olika kommunerna, beroende på bl. a. tätortsgrad, renhållningens tidigare omfattning och befolkningsförändringar. Allmänna kostnadshöjande faktorer vid sidan av det genom lagen ökade renhållningsansvaret var bl. a. den ökade mängden hushållsavfall per person (upp till 50 kilos ökning i vissa kommuner) samt den allmänna kostnadsökningen under perioden på ca 22 procent.

13.7 Data om sjörestaurering. Ds Jo 1978:4

Inom ramen för KELP-enkäten 1974 gjorde utredningen också ett försök att kartlägga behovet av restaurering av sjöar och vattendrag. Utredningen har också ställt samman en rapport om metoder och kostnader vid restaurering av sjöar och vattendrag med utgångspunkt i en studie som utförts av tekniska högskolan i Stockholm. Det samlade materialet har publicerats under rubriken Data om sjörestaurering.

13.7.1 *Planerade restaureringar i Sveriges kommuner*

Av Sveriges 278 kommuner besvarade 263 KELP-enkäten. I 54 av dessa kommuner redovisades behov av och planer på restaurering. 90 vattenområden, varav ca 220 km^2 sjö och 140 km vattendrag var aktuella för olika ingrepp. Dessa bestod huvudsakligen av borttagning av sediment samt avverkning av växter. Ingreppen motiverades huvudsakligen av önskemål om utnyttjande för friluftsändamål. Orsakerna till restaureringsbehovet var i flertalet fall kommunalt och industriellt avloppsutsläpp samt vattenståndssänkning. 49 restaureringsprojekt beräknades bli genomförda före 1979. För övriga hade ingen närmare tidpunkt angivits. För 77 av projekten hade kostnader beräknats. Dessa uppgick till drygt 78 miljoner kronor i 1973 års penningvärde (ca 120 miljoner kronor f. n.). Flertalet projekt hade kommunalt huvudmannaskap. För 58 projekt redovisades planerad finansiering. Statsbidrag beräknades täcka 46 procent, bidrag via arbetsmarknadsstyrelsen 21 procent och finansiering med kommunala medel 31 procent. För återstoden redovisades annan finansiering.

Statsbidrag till restaurering av vattendrag har dock under senare år anvisats i ytterst begränsad utsträckning och bidragsgivning har nu i huvudsak upphört.

13.7.2 *Metoder och kostnader vid restaurering av sjöar och vattendrag*

Syftet med denna del av rapporten är att ge en rent teknisk beskrivning av metoder vid restaurering av sjöar och vattendrag. Dessutom gjordes försök att ställa samman en prislista för olika restaureringsmetoder. På grund av dels det relativt ringa antalet projekt för varje restaureringsmetod, dels avsaknaden av en enhetlig indelning av kostnader för olika åtgärder fick målet för kostnadsredovisningen i stället bli att ge en uppfattning om storleksordningen av kostnader för olika metoder. Kostnaderna anges normalt per ytenhet sjöyta, per muddrad volym e. d. Det grundläggande kartläggningsarbetet utfördes vid Institutionen för kulturteknik vid Tekniska högskolan i Stockholm.

14 Utredningens slutsatser av det samlade utredningsmaterialet

14.1 Direktiven

14.1.1 *Inledning*

Utredningens direktiv redovisas i kapitel 1. Som redan där framhålls spänner utredningsuppdraget över ett mycket brett fält. Utredningen har valt att inrikta sitt arbete på dels en allmän, översiktlig kartläggning av kostnaderna för miljövården, dels studier av ett begränsat urval av problemområden. I de senare har stort intresse ägnats styrmedelsfrågorna. Utredningen har också sökt undvika dubbelarbete. Sådana delar av utredningsuppdraget som bearbetas i andra sammanhang har därför inte tagits upp eller endast berörts till vissa delar. I föregående kapitel lämnas en sammanfattande redovisning av utredningens tidigare publicerade betänkanden och rapporter samt de synpunkter på dessa som lämnats i remissvar. I det följande ges en kort översikt över hur de olika frågeställningarna i direktiven har behandlats av utredningen.

Direktiven har uttryckligen begränsat utredningens arbete till att avse yttre miljö. Frågorna om den yttre och inre miljön hänger emellertid mycket nära samman. I kapitel 4 redovisas några exempel på detta. Där konstateras att det finns skäl att i ett sammanhang beakta miljöproblemen från såväl arbets- som naturmiljösynpunkt. Utredningen vill därför anföra följande.

Det är väsentligt att bevakningen av den yttre och den inre miljöns intressen samordnas på ett så tidigt stadium som möjligt. Detta bör ske vid nya arbetsplatser redan i samband med planeringen av deras utformning. På så sätt kan bättre undvikas att de båda aspekterna av miljöintresset på ett senare stadium kommer att råka i konflikt med varandra. Vid äldre, redan befintliga arbetsplatser måste givetvis motsvarande synsätt ligga till grund även om lösningarna för att förhindra målkonflikter i dessa fall kan förväntas bli mer komplicerade. Utredningen finner det således angeläget att sambandet mellan yttre och inre miljö kontinuerligt uppmärksammas. Hithörande problem bör också utredas i lämpligt sammanhang.

I det följande refereras åtskilliga gånger till tidigare utredningsarbete. För enkelhetens skull används följande benämningar för de olika betänkandena, rapporterna etc.

Svavelbetänkandet	SOU 1974:101 Begränsning av svavelutsläpp – en studie av styrmedel
Förpackningsbetänkandet	SOU 1974:44 Effekter av förpackningsavgiften samt – och i synnerhet – SOU 1976:35 Dryckesförpackningar och miljö
LU 75-rapporten	SOU 1975:98 Miljövård i Sverige 1975–1980. Bilaga 6 till långtidsutredningen 1975 (LU 75)
Industripromemorian	Utredningspromemoria 1976 Miljöskyddet inom industrin – en analys med utgångspunkt i massa- och pappersindustrin
Avfallsrapporten	Ds Jo 1977:1 Kostnader för omhändertagande av hushållsavfall m. m.
Restaureringsrapporten	Ds Jo 1978:4 Data om sjörestaurering

14.1.2 *Kartläggning av miljöpolitikens kostnader och intäkter*

En övergripande kartläggning av kostnader för miljövårdsåtgärder har gjorts inom ramen för 1975 års långtidsutredning. Denna genomgång har sedan kompletterats med kartläggningar inom vissa problemområden. Genom studier av svavelutsläpp och metoder att begränsa dessa följdes en föroreningstyp i flera olika industribranscher och i andra verksamheter, främst lokaluppvärmning, som förorsakar samma slags utsläpp. Kostnaderna för att nå uppsatta mål i fråga om utsläppsbegränsningar kunde ungefärligt beräknas. Medan de totala kostnaderna för att begränsa en föroreningstyp studerats i svavelbetänkandet, behandlades kostnaderna för att begränsa flera olika slags föroreningar inom en bransch, nämligen massa- och pappersindustrin, i industripromemorian. På området kommunal avfallshantering studerades konsekvenserna i kostnadshänseende av genomförandet av den kommunala renhållninslagstiftningens intentioner. Kostnader för återställande av förstörd miljö har undersökts med avseende på restaurering av förorenade sjöar. Arbetet resulterade i dels en sammanställning av planerade kommunala restaureringsföretag med kostnadsberäkningar, dels en översikt över kostnader för olika restaureringsmetoder i genomförda och pågående restaureringsprojekt, bådadera i restaureringsrapporten.

En genomgång av tillgängliga tekniska produktionsmetoder gjordes i samband med studien om massaindustrins miljövårdskostnader samt i någon mån vid behandlingen av svavelproblematiken. Någon heltäckande kartläggning har sålunda inte gjorts. Olika tekniska produktionsmetoder är en central fråga i de branschvisa genomgångar av miljövårdsproblem och miljöskyddsteknik som naturvårdsverket fortlöpande gör i samarbete med berörda branschorganisationer. Utredningen valde därför att begränsa detta mycket resurskrävande arbete till enbart de nämnda områdena.

Samma överväganden gäller för den kartläggning av metoder att mäta miljövårdseffekter som anges som önskvärd i utredningsdirektiven. Frågorna har berörts i samband med svavel- och industristudierna. En diskussion av mät- och värderingsmetoder, bl. a. miljöindex, förs även i förpackningsbetänkandet. Slutligen behandlas frågan i kapitel 8 i detta betänkande. Inte heller här har utredningen således strävat efter någon

heltäckande redovisning. En betydande del av pågående miljövårdsforskning avser just identifiering och mätning av fysiska effekter av miljöstörningar och miljövårdsåtgärder. Fem av de elva problemområden som tas upp i naturvårdsverkets program för miljövårdsforskning avser miljökonsekvenserna av former av naturresursutnyttjande och andra ingrepp i miljön. Då det gäller värderingen av konstaterade eller befarade miljöeffekter har, som berörs i kapitel 8, ännu endast få och otillräckliga metoder utarbetats.

Som närmare utvecklas i det följande finner utredningen det angeläget att sådana metoder tas fram och att forskningen rörande miljöeffekter och mätningen av dem kompletteras med forskning kring värderingen av dessa effekter.

Direktiven framhåller vikten av att de miljöpolitiska målen nås till så låga kostnader som möjligt. Utredningen har behandlat frågor rörande kostnadsminimering i samband med genomgången av begränsning av svavelutsläpp samt dryckesförpackningarnas betydelse för miljön. Kapitel 6–9 i detta betänkande för sig också i stor utsträckning på detta område.

14.1.3 *Miljöpolitikens styrmedel*

Utredningen har ägnat styrmedlen på miljövårdsområdet stor uppmärksamhet. I direktiven till utredningen anges att lagstiftning framgent, liksom hittills, skall vara det grundläggande instrumentet i miljövårdspolitiken. Detta har också varit utgångspunkten för samtliga delstudier. Med "lagstiftning" har då avsetts olika former av regleringar, dvs. förbud, tillståndsprövning, produktnormer osv. – inte lagstiftning som legalt underlag för t. ex. avgiftsuttag eller beskattning. Som närmare utvecklas i det följande har också genomgångarna av de olika problemområdena visat att en sådan utgångspunkt i de flesta fall är nödvändig, samtidigt som denna uppsättning av styrmedel kan kompletteras med andra styrmedel, t. ex. ekonomiska, och då främst avgifter. Stödåtgärder – subventioner – har behandlats i framför allt kapitel 9, 10 och 11 i detta betänkande.

I centrum för arbetet med samtliga delstudier har stått frågan om miljöpolitikens kostnader och intäkter, kostnadsfördelning och styrmedel. Utredningens delstudier har, som tidigare nämnts, inriktats på skilda problemområden. Slutbetänkandet har ägnats åt en ekonomisk, generell analys av dessa huvudfrågor. Tillsammans med delstudierna har analysen lett fram till ställningstaganden och förslag, av vilka en del är av huvudsakligen principiell natur. Vissa av förslagen bör enligt utredningens uppfattning kunna genomföras utan alltför mycket ytterligare arbete, medan andra, och då särskilt i fråga om styrmedel, kräver ytterligare bearbetning.

14.1.4 *Kostnadsfördelning*

Direktiven pekar på fördelningen av miljövårdens kostnader som en annan central uppgift för utredningen. Som vägledande för arbetet anges principen att förorenaren skall betala. Med utgångspunkt i denna princip har utredningen behandlat kostnadsfördelningsproblem, däri inbegripet medel att åstadkomma lämplig kostnadsfördelning samt finansiering av återställningsåtgärder, i de flesta av sina studier: svavelbetänkandet, industripromemorian,

förpackningsbetänkandet, samt i kapitel 6–12 i detta betänkande.

I samband med kostnadsfördelningsfrågorna anger direktiven även att omställninsproblem i samband med miljövårdspolitikens genomförande bör beaktas, liksom dess inverkan på den internationella konkurrensen. Omställningsproblem har berörts i samband med delstudierna om svavel, förpackningar och massa- och pappersindustrin, samt behandlats mera generellt i kapitel 9 och 12 i föreliggande betänkande. Påverkan på internationell konkurrens har kortfattat tagits upp i slutbetänkandets kapitel 12 samt berörts något i industripromemorian. En mer omfattande genomgång av hithörande frågor skulle innebära en bedömning av olika industribranschers framtida konkurrensläge, vilket utredningen funnit ligga utanför sin uppgift.

14.2 Miljöpolitikens kostnader och intäkter

14.2.1 *Inledning*

Målet för samhällets miljöpolitik som det uttrycks i bl. a. utredningens direktiv är att garantera alla en livsvänlig miljö, hejda miljöförstöringen och så långt möjligt återställa förstörd miljö. Detta skall göras med så små uppoffringar som möjligt. Det kan också uttryckas så att miljöpolitiken skall drivas på ett sådant sätt att intäkterna av insatta resurser blir så stora som möjligt. Uppskattningar av kostnader och intäkter samt resurstillgången bestämmer således utformningen av delmålen i miljöpolitiken.

Kostnader är ett samlande begrepp för olika slag av uppoffringar, skador, olägenheter etc. En del av dem, t. ex. kostnader för en reningsanläggning, för reparation av en korrosionsskada, eller för kalkning av en sjö, kan direkt anges i pengar – monetärt. Andra kostnader består också av uppoffringar, men av resurser som är svårare att värdera, t. ex. hälsa, trivsel, estetiska värden och icke prissatta naturresurser. Att direkt ange ett monetärt värde på dessa kostnader – uppoffringar – är sällan möjligt, men genom metoder för indirekt värdering kan i vissa fall objektiv värdering i pengar göras av även sådana kostnader. Ett sätt att värdera kostnader som måste tillgripas då objektiva värderingsmetoder saknas är politiska värderingar. Motsvarande gäller för intäkter. De består således inte endast av inkomster i pengar av en viss åtgärd, utan av fördelar i form av god miljö, hälsa, trivsel, rekreationsmöjligheter, glädjen av en rik fauna och flora etc. En del intäktsposter kan värderas direkt, för andra får någon metod för indirekt värdering tillgripas och för många, slutligen, återstår politisk värdering. Utredningen anser det angeläget att så långt möjligt kunna uttrycka de olika kostnaderna och intäkterna i jämförbara termer för att nå bästa möjliga avvägning mellan dem. En av de frågor som stått i centrum för utredningens arbete har varit möjligheterna till värdering av miljövårdspolitikens kostnader och intäkter.

I kapitel 6–8 i detta betänkande analyseras miljöpolitikens kostnader och intäkter. Miljöpolitikens kostnader utgörs dels av kostnader för miljövårdsåtgärder, dels av de kostnader som förorsakas av att viss miljöpåverkan eller miljöförstöring alltjämt tillåts. Intäkterna består dels av sådana kostnader

som undviks (minskad miljöstörning), dels av positiva värden som skapas genom miljövårdsåtgärder. Miljövårdsåtgärder medför alltså kostnader, men skapar samtidigt intäkter. Intäkterna blir störst (maximeras) när miljövårdsåtgärder[1] vidtas så långt att marginalintäkten är lika med marginalkostnaden (dvs. där kostnaden för ytterligare en "åtgärdsenhet" skulle överstiga intäkten av denna åtgärdsenhet).

Det innebär att avvägningar måste göras mellan kostnader för t. ex. reningsåtgärder och de kostnader utsläpp förorsakar, mellan de intäkter ett bevarande av samma mark för naturvårdsändamål ger, mellan kostnaderna för restaurering av en sjö och de kostnader – dvs. uteblivna intäkter – som det medför att avstå från restaurering.

Möjligheterna att disponera de begränsade resurserna på ett sådant effektivt sätt är emellertid f. n. ganska små, främst på grund av att kännedomen om miljöpolitikens intäkter är dålig. Miljöpolitikens intäkter består, som visats, till stor del av uteblivna kostnader, nämligen miljöförstöringens kostnader. Dessa är i många fall mycket svåra att beräkna om det överhuvudtaget går. Exempel på andra intäkter är intäkter av återställd miljö och av nya miljövaror. Även här föreligger beräkningssvårigheter.

Det är således angeläget att väsentligt förbättra möjligheterna att uppskatta miljöpolitikens kostnader och intäkter för att kunna göra de önskvärda samhällsekonomiska avvägningarna. Detta kräver kunskaper dels om de fysiska effekterna av föroreningsutsläpp och andra miljöingrepp, dels om hur dessa effekter skall värderas. Miljövårdsforskningen är i dag till väsentlig del sådan forskning om de fysiska effekterna. Den behöver kompletteras med utveckling av metoder för effektvärdering.

Problemen att beräkna och värdera de olika kostnads- och intäktsposterna i miljöpolitiken har belysts i dels kapitel 6–8 i detta betänkande, dels i utredningens olika delbetänkanden och rapporter.

Kostnaderna för miljövården kan sägas utgöras av sex olika kostnadsslag – delkostnader. Gemensamt för dem är att de i huvudsak är lättare att beräkna än miljöförstöringens kostnader. Den *första* gruppen delkostnader består av kostnader för att reglera vad som får släppas ut, vilka ingrepp i miljön som får göras, etc. och för att kontrollera att reglerna följs. Det är således framför allt kostnader som förorsakas av ansökningsförfarande, tillståndsprövning, anmälningsförfarande samt tillsyns- och kontrollverksamhet. Härtill kommer också kostnader för utformning av riktlinjer o. dyl. Kostnader av detta slag hänför sig dels till berörda myndigheter, dels till sökande företag och kommuner. Utredningen har i kapitel 3 gjort överslagsmässiga beräkningar av myndighetskostnaderna. De låg 1977 i storleksordningen 300 milj. kronor.

Den *andra* delkostnaden avser kostnader för miljöskyddsåtgärder. De utgörs av alternativvärdet av de resurser som tas i anspråk för att förhindra utsläpp, dvs. för reningsutrustning, processändring, produktionsomläggning. Vissa kostnader inom denna grupp kan uppskattas förhållandevis lätt, vilket också framgår av de olika delbetänkandena. Det gäller då främst direkta kostnader för reningsutrustning. Redan vid processändringar kan det ställa sig svårt att sortera ut de kostnader som belöper sig på miljöskyddsåtgärder från övriga. Indirekta kostnader av olika slag, t. ex. samhällets kostnader till följd av konkurrens- och sysselsättningsändringar är än svårare att be-

[1] I vid bemärkelse: reningsåtgärder, vägrat tillstånd till utsläpp eller täkt, återställande av förstörd miljö.

räkna.

Den *tredje* gruppen av delkostnader hänför sig till forskning, undervisning och information kring föroreningars förekomst och effekter samt miljöskyddsteknik och andra möjligheter att motverka skador. En uppskattning av den statliga satsningen på miljövårdsforskningen i samband med budgetarbetet för 1977/78 gav talet 105 milj. kronor. Härav fördelas en dryg tredjedel av statens naturvårdsverk, medan övriga anslag fördelas av vissa andra centrala myndigheter, forskningsråd och fonder.

Ett *fjärde* slag utgörs av kostnader för att helt eller delvis återställa förstörd miljö, t. ex. sjörestaurering, sanering av oljeskador, återställning av grustäkter. Vissa möjligheter till generella uppskattningar av kostnaderna för olika metoder för sjörestaurering synes föreligga enligt restaureringsrapporten.

En uppskattning av det totala restaureringsbehovet kräver dock en genomgång objekt för objekt. Inom ramen för KELP-enkäten[2] har utredningen tagit fram en överslagsmässig beräkning av kommunala restaureringsplaner och kostnaderna härför.

Den *femte* gruppen delkostnader hänför sig till skapandet av nya miljövaror såsom anläggande av vandringsleder, campingplatser etc.

Den *sjätte*, slutligen, avser bevarandet av miljövaror, såsom avsättande av mark- och vattenområden för vetenskapliga eller rekreativa ändamål.

Kostnaderna i de tre sistnämnda grupperna består framför allt av kostnader för direkta åtgärder – sedimentborttagning, byggande av en anläggning eller inköp av mark. Bevarandekostnaderna utgörs i huvudsak av markens värde vid alternativ användning samt underhållskostnader. Intäkterna består av positiva värden som skapas eller bevaras. Det rör sig emellertid här, liksom i fråga om miljöförstöringens kostnader, om kollektiva varor, för vilka ingen marknad finns. Möjligheterna att beräkna sådana intäkter och kostnader är ännu mycket små.

I kapitel 8 diskuteras närmare miljöförstöringens kostnader liksom olika möjligheter att uppskatta dem. Med miljöförstöringens kostnader avses de skador som uppstår till följd av utsläpp och andra ingrepp i naturen. Vissa störningar är påtagliga och effekterna av dem tydliga och lätt härledda, men i många fall har påverkan först efter lång tid blivit ett problem. Vid sidan av omedelbart märkbara effekter i det närmaste området kring ett utsläpp kan förekomma långsiktig påverkan och påverkan i områden på större avstånd. Det finns också aktiviteter, om vars konsekvenser för miljön det råder delade meningar. Speciella problem uppstår då effekten av en miljöstörning förstärks av en annan. Sammanfattningsvis framhålls i kapitlet att det oftast endast i begränsad omfattning går att dels objektivt fastställa en aktivitets fysiska miljöpåverkan, dels objektivt värdera denna påverkan. Slutsatsen blir att de subjektiva inslagen i de båda kartläggningsstegen blir betydande.

I kapitlet diskuteras också olika metoder att kartlägga miljöförstöringens kostnader. Därvid visas på en uppdelning i finansiella kostnader och övriga välfärdskostnader. I båda fallen kan dessutom en uppdelning i direkta och indirekta kostnader göras. Möjligheterna att identifiera och uppskatta dessa kostnader bedöms vara störst för de direkta finansiella kostnaderna. Därefter följer de indirekta finansiella och de direkta och indirekta övriga välfärdskostnaderna.

De slutsatser som dras av analysen kan sammanfattas i en rekommenda-

[2] Specialenkät i anslutning till KELP-78 (kommunal ekonomisk långtidsplanering för åren 1974–1978).

tion att så långt möjligt explicit kartlägga och värdera miljöförstöringens kostnader. Vid försök till sådan kartläggning föreligger främst två problem, dels att fastställa sambandet mellan utsläpp, miljöförändringar och påverkan på olika faktorer såsom hälsa, material osv., dels att finna metoder för att värdera denna påverkan. Båda dessa problem är svårlösta, och lösningar som är bättre än dagens kräver stora ansträngningar. Vissa metoder för att beräkna olika typer av kostnader har dock utvecklats. Valet av metod beror på vad som skall beräknas och i vilket syfte samt vilken information som finns tillgänglig. Även om dessa metoder sällan ger mera exakta värden kan även grova uppskattningar vara värdefulla, särskilt när alternativet oftast är att helt avstå från försök till uppskattning.

Kostnadskartläggningarna i de olika delbetänkandena har, som tidigare nämnts, främst inriktats mot miljövårdens kostnader, och då huvudsakligen på direkta kostnader för reningsanordningar, processändringar etc. Frågan om miljöförstöringens kostnader har mestadels berörts, men utredningen har, som också utvecklats i detta betänkande, måst nöja sig med att konstatera de stora svårigheterna att identifiera och uppskatta dessa kostnader.

14.2.2 *Behandlingen av kostnadsfrågorna i utredningens tidigare arbeten*

Svavelbetänkandet

I svavelbetänkandet har kostnaderna beräknats för att minska svavelutsläppen, så att 1970 års totala utsläpp inte överskrids 1985. Kostnaderna avser processändringar, råvarubyte, produktionsminskning, produktändring och externa reningsanordningar. Det har varit möjligt att dels ange de direkta kostnaderna för att nå det angivna målet till 200–250 miljoner kronor per år (1973 års penningvärde, ungefär 300–375 miljoner kronor i dagens värde), dels få fram en grov gränskostnadskurva för olika stora utsläppsreduktioner. Utredningen har därutöver diskuterat möjligheterna att med hjälp av kostnads-nyttokalkyler bestämma den optimala utsläppsnivån och därmed målet för svavelpolitiken, men funnit att möjligheterna att uppskatta värdet av hittillsvarande och framtida skador är mycket begränsade. Visserligen har den naturvetenskapliga forskningen givit en relativt klar bild av arten av effekterna av svavelutsläpp. Däremot saknas i stort sett metoder att mäta och värdera dem. Försök härtill har redovisats i Sveriges rapport till FN-konferensen 1972 om människan och miljön. De skador som uppkommer på bilar, metallkonstruktioner och byggnader till följd av luftföroreningar uppskattades då till ett par hundra milj. kronor. Rimligtvis bör också skador på klart definierade materiella värden höra till det som lättast går att värdera om väl sambanden är klarlagda. Slutsatsen av utredningens genomgång av svavelproblematiken blev att målen för svavelpolitiken inte kan fastställas genom ett resonemang i rent monetära termer. I stället måste en politisk väg väljas med utgångspunkt i bedömningar av effekter på människor och miljö.

Av de remissinstanser som yttrade sig över utredningens svavelbetänkande pekade flera på behovet av ökade kunskaper och förordade ökade

forskningsinsatser om främst svavelutsläppens ekologiska effekter. Kostnadsfrågor berördes mycket kortfattat och avsåg miljövårdens kostnader. En remissinstans påpekade svårigheterna att nå säkra bedömningar också av dessa kostnader och hänvisade till tyska beräkningar av avsvavlingskostnader som var dubbelt så höga som utredningens.

LU 75-rapporten

Den allmänna kartläggningen av miljövårdskostnaderna 1975–1980 som utredningen gjort inom ramen för 1975 års långtidsutredning omfattar uteslutande direkta miljövårdskostnader. Tonvikten ligger på industrins, kommunernas och samfärdselns miljöskyddsåtgärder. Utgångspunkten för beräkningarna är de riktlinjer som utfärdats för vissa branscher och de krav i övrigt, som kan förutses med ledning av ställningstaganden i koncessionsnämnd och naturvårdsverk. Vissa bedömningar av utsläppsreduktion har kunnat göras, medan resultat i form av förbättrad naturmiljö inte kunnat anges, och då långt mindre några värderingar av dessa förbättringar – intäkter – att vägas emot kostnaderna. För den miljövårdande verksamheten i kommunerna redovisas beräkningar av kostnaderna för olika utbyggnadsgrader av reningsverken. Vidare behandlas renhållning, värmeförsörjning, naturvårdsåtgärder samt åtgärder för idrott och friluftsliv. I fråga om reningsverken har en överslagsmässig bedömning av föroreningsreduktion gjorts. Inte heller här har dock några uttalanden om miljökvalitet varit möjliga. För bedömning av miljövårdsåtgärder på trafikområdet har utredningen främst utnyttjat tidigare gjorda studier,[3] där kostnader för avgasrenande system, begränsning av blyhalten i bensin, bullerreducerande åtgärder, etc. kostnadsberäknats enligt vissa förutsättningar. Trafikbullerutredningen framhåller att en avvägning gjorts mellan fördelarna med att andelen bullerstörda människor skulle sjunka avsevärt genom utredningens förslag, och kostnaderna för detta, men har inte funnit det möjligt med en mera explicit värdering av fördelarna. Naturvårdsverket, som yttrade sig över rapporten underströk osäkerheten i beräkningarna av kostnaderna för miljövårdsinvesteringar och utsläpp. Verket ansåg också att ambitionsnivån måste höjas bl. a. i fråga om analyser av miljöpåverkan och konsekvenser för miljön av miljövårdssatsningar.

Industripromemorian

Några av problemen vid beräkningar av kostnaderna för miljöskyddsåtgärder har belysts genom utredningens promemoria om miljöskyddet inom industrin med utgångspunkt i massa- och pappersindustrin. I promemorian redovisades beräkningar av kostnader för genomförda åtgärder för att begränsa utsläppen till vattenområden, atmosfären samt buller från massa- och pappersindustrin. Kalkyler över framtida kostnader för miljöskyddet genomfördes också. Dessa kostnadsberäkningar begränsades emellertid till utsläpp av föroreningar i vatten och relaterades dels till vissa miljöskyddstekniska nivåer, dels till vissa vattenkvaliteter. Normförslag för utsläpp till vatten från massa- och pappersindustri i USA och EG-länderna samt de utsläpp som bedömts motsvara vissa vattenkvaliteter enligt naturvårdsver-

[3] Ds K 1971:1 Luftförorening genom bilavgaser och SOU 1974:60 och 1975:56 Trafikbullerutredningen del 1 och 2.

kets normer för svenska ytvatten applicerades på de svenska anläggningarna. Därmed kunde gränskostnader och totala årliga kostnader för att reducera utsläpp av biologiskt syreförbrukande material (BS) till sjöar och vattendrag från den svenska pappers- och massaindustrin tas fram. Dessa kostnader omfattade dock även innehållande av andra föroreningar.

Även om miljöskyddsåtgärderna på vattenområdet inledningsvis i stor utsträckning inriktades mot BS-reduktion och det alltjämt i många fall är väsentligt att ytterligare reducera sådana utsläpp, har intresset alltmer kommit att riktas mot olika svårnedbrytbara föroreningar med komplexa effekter. Ofta ganska kostnadskrävande åtgärder krävs för att komma till rätta med dessa utsläpp – åtgärder som vanligtvis samtidigt medför viss BS-reduktion. De höga kostnader för långt gående BS-reduktion som redovisas i promemorian avser främst sådana åtgärder, och kostnadsandelen för själva BS-reduktionen är förhållandevis liten. Förhållandet är ett exempel på svårigheterna i många fall att använda en enstaka typ av förorening vid bedömning av de miljöförbättringar som kan uppnås med viss resursinsats. En stor del av miljöskyddstekniken avser kombinationer av föroreningar.

Naturvårdsverket framhöll i sitt remissyttrande över promemorian att de verkliga konsekvenserna av de miljövårdsåtgärder som även medför en – kanske marginell – BS-reduktion är andra och betydligt större än vad BS-reduktionen visar. Dessa konsekvenser är inte bara svårare att mäta än denna. Ofta är effekterna i miljön av dessa ämnen svåra att beskriva, vilket gör det än mer komplicerat att klart ange den miljöförbättring som erhålls genom en viss typ av åtgärder. Inte sällan måste krav på åtgärder ställas utifrån en bedömd risk för skador i miljön snarare än en klar skadeeffekt.

Det innebär att det på nuvarande kunskapsnivå inte är möjligt att vid ett resonemang om kostnader och intäkter ge en utförlig redovisning av vilka resultat i form av bättre miljö som kan uppnås genom en viss åtgärd. Naturvårdsverket framhåller att planerade ökade forskningsinsatser på detta område väsentligt kommer att öka möjligheterna till utförligare miljöeffekt-beskrivningar.

I flera av yttrandena över promemorian underströks behovet av kunskaper om olika utsläpps miljöeffekter för en riktig bedömning och prioritering av miljöskyddsåtgärderna.

Utredningen föreslog i industripromemorian att en långtidsplan med ca fem års intervall skulle göras upp för miljöskyddet inom industrin. Motivet härtill var utredningens uppfattning att kostnaderna för miljöskyddet inom industrin skulle komma att få stor samhällsekonomisk betydelse. Bl. a. naturvårdsverket har emellertid hävdat att så inte kan väntas bli fallet. Miljövårdskostnadernas andel av de totala investeringarna bedömdes i stället komma att minska något. Verket fann därför inte en långtidsplan för enbart industriområdet vara angelägen, utan förordade i stället en sådan för hela miljövårdsområdet. Verket förklarade sig berett att utarbeta en sådan plan att presenteras i samband med långtidsutredningarna. Planen borde redovisa beräknade kostnader för miljövårdsåtgärder inom såväl industriområdet som det kommunala vattenvårdsområdet, trafikområdet osv., liksom så långt möjligt effekterna av dessa åtgärder. Verket underströk emellertid, som tidigare redovisats, att nuvarande kunskapsnivå rörande miljöeffekter och värderingar av dessa ännu är för låg för så detaljerade planer som vore

önskvärda.

Tanken på långtidsplaner för miljövården vann gehör hos många av remissorganen. Behovet av prioriteringar av insatserna på miljövårdsområdet med hänsyn till utbytet i bättre miljökvalitet underströks, liksom svårigheterna att med dagens kunskaper göra sådana avvägningar. Ökade möjligheter till någon form av kostnads-nyttokalkyler bedömdes av många som angelägna.

Förpackningsbetänkandet

Möjligheterna att kartlägga och värdera miljöeffekter behandlades också i utredningens studier av dryckesförpackningar och miljö. En kvalitativ beskrivning av ett antal miljöeffekter kunde här göras, varav endast nedskräpning bedömdes mera specifik för förpackningar jämfört med produkter av glas, papper och metall i allmänhet. Försök att värdera effekterna stötte emellertid även här på problem, dels i fråga om mätning av skador, dels i fråga om värderingen av dem. Diskussioner med utgångspunkt i person- och djurskador, städningskostnader m. m. visade på möjligheter att ungefärligt ringa in vissa kostnadselement och därmed fastställa en minimigräns för värdet av miljöeffekterna. Svårigheterna att fastställa värdet av ickemateriella eller icke direkt mätbara skador som t. ex. förfulning av naturen berördes.

Sjörestaurering

Utredningsprojekten på sjörestaureringsområdet har helt varit inriktade på kartläggning av åtgärdskostnader. Den rent tekniska beskrivningen av restaureringsmetoder kan i viss utsträckning ge uppfattning om intäkter genom att kostnaderna för olika åtgärder anges per ha sjöyta eller behandlad vegetationsyta, per m^3 muddrad volym etc. Möjligheterna att värdera dessa effekter inför ett restaureringsbeslut har berörts i kapitel 10 i detta betänkande. Vissa metoder för värdering av rekreationseffekter har t. ex. utvecklats, men de är ännu ofullständiga och osäkra. Uppgifterna om kommunernas restaureringsplaner innehåller även i flertalet fall information om syftet med restaureringen, dvs. avedd miljöeffekt. Avsikten har emellertid varit kostnadskartläggning, och materialet tillåter inga andra slutsatser beträffande värderingen av de olika sjöarna i ett visst tillstånd, än att bad- och rekreationsintäkter, estetiska värden osv. bedömts motsvara ett värde som minst uppgår till de beräknade restaureringskostnaderna.

Avfallsrapporten

De kostnadsöversikter som gjorts i anslutning till kommunal renhållning var också helt inriktade på direkta åtgärdskostnader och hade till syfte att söka urskilja de kostnadsökningar som genomförandet av den kommunala renhållningslagstiftningen medförde. Problem rörande bedömning och värdering av miljöeffekter behandlades inte i denna studie.

14.2.3 *Utformning av miljöpolitik. Slutsatser*

Av de olika delstudierna samt den ekonomiska analysen i detta betänkande har utredningen dragit följande slutsatser.

De kostnader som lättast går att kartlägga och beräkna är de direkta miljövårdskostnaderna, dvs. direkta kostnader för reningsutrustning, processändring, produktändring, avsättande av naturreservat m. m. samt kostnader för tillståndsprövning, tillsyn osv. Även inom denna grupp varierar emellertid beräkningsmöjligheterna.

En någorlunda god uppfattning om kostnaderna för olika miljövårdsåtgärder är en nödvändig förutsättning för att samhällsekonomiska bedömningar av och prioriteringar mellan miljövårdsinsatser och mellan miljövårdsinsatser och andra investeringar skall kunna göras. Kännedom om kostnader för åtgärderna enbart är däremot inte tillräckligt för sådana bedömningar. De förväntade intäkterna av åtgärderna måste också vara kända. Dessa intäkter består till stor del av miljöskador som undviks eller skadad miljö som återställs genom de miljövårdande insatserna eller av positiva värden som bevaras eller skapas. Kunskaper om effekterna av olika miljöstörningar – föroreningsutsläpp, ingrepp i naturen etc. – och skyddsåtgärder är således centrala för en samhällsekonomiskt grundad miljövårdspolitik.

På vissa områden är miljöeffekterna ganska väl kända. Det gäller framför allt sådana effekter i utsläppens närområden som blir märkbara på relativt kort sikt, t. ex. igenväxning och/eller syrebrist på grund av alltför stor tillförsel av organiskt material och fosfor, fiskdöd genom giftutsläpp etc. Det är den typ av miljöstörningar som först uppmärksammades och först blev föremål för åtgärder. Svårare att identifiera och kartlägga är helt naturligt effekter på medellång och lång sikt, särskilt av diffusa utsläpp eller på långt avstånd från utsläppskällan. Förstärkta effekter genom samverkan av flera utsläppskomponenter eller av utsläpp från flera håll (synergism) komplicerar också bilden. Med utsläpp kan jämställas andra ingrepp i naturen, som medför störningar i miljön, i de ekologiska systemen. Naturvårdsverket framhöll som nämnts i ett remissvar att nuvarande kunskapsnivå rörande miljöeffekter inte är sådan att några utförliga redovisningar kan göras av de resultat i form av bättre miljö som olika miljövårdsinsatser kan bedömas ge.

Verket påpekade emellertid också att stora resurser satsas och kommer att satsas på detta område, vilket kommer att leda till bättre möjligheter till miljöeffektbeskrivningar i framtiden. På vissa områden studeras effekterna i miljön av gjorda miljövårdsinvesteringar. Som ett exempel kan nämnas naturvårdsverkets projekt rörande reningsverk och recipienter, där effekterna av reningsverken studeras med avseende på olika kvalitetsparametrar i recipienten. Ett system för övervakning av miljökvalitet, inriktat på att följa långsiktiga förändringar i miljön kommer att upprättas.[4]

Sammanfattningsvis kan möjligheterna att kartlägga och beskriva effekterna i miljön av utsläpp och ingrepp och av miljövårdsåtgärder väntas öka avsevärt som en följd av gjorda och planerade satsningar på forskning och undersökning. Möjligheterna att precisera vad som kan tillåtas och vilka skyddsåtgärder som erfordras för att uppnå och bibehålla en viss miljökvalitet

[4] Prop. 1977/78:7, JoU 1977/78:6, rskr 1977/78:28.

ökar därmed också.

Miljöförstöringens kostnader – och de intäkter det innebär att undvika dessa kostnader – kommer således att i ökad utsträckning kunna identifieras och beskrivas kvalitativt. I de samhällsekonomiska bedömningar som utgör grunden för beslut om miljöpolitikens inriktning kommer de emellertid att vägas mot miljövårdens kostnader, som huvudsakligen uttrycks monetärt. Det är därför viktigt att så långt möjligt redovisa miljöförstöringens kostnader i jämförbara termer och klart ange vilka poster som kunnat ges en sådan värdering. Av utredningsmaterialet har framgått att en uppskattning av dessa kostnader förefaller möjlig på vissa delområden, framför allt i fråga om materiella skador som kan hänföras till en viss förorening, t. ex. korrosion på grund av svavelutsläpp. Det är också angeläget att utveckla metoder för uppskattning av kostnader för hälsoeffekter, estetisk påverkan, minskade rekreationsmöjligheter, buller- och luktstörningar etc., liksom för intäkter av återställd eller bevarad miljö. Ett visst arbete har, som nämnts, bl. a. utomlands inletts i detta avseende.

Miljövårdsinsatser och miljöstörningar är även förenade med indirekta kostnader och intäkter, som bör beaktas i en samhällsekonomisk bedömning. En miljövårdsåtgärd kan, förutom de direkta kostnaderna för anläggning och drift påverka produktionsvolym m. m. Ett belysande exempel är en trafikomläggning av miljöskäl, där de direkta kostnaderna för avspärrningar, omskyltningar och information kan vara relativt begränsade, medan intäkter/kostnader i form av försämringar/förbättringar för berörda butiker, ökad/minskad bekvämlighet för de boende, ökad/minskad trafiksäkerhet etc. utgör indirekta intäkter/kostnader som kan ha betydligt större vikt.

Utredningen har tidigare framhållit att redan mycket grova uppskattningar av miljöpolitikens kostnadsposter oftast är bättre än inga alls. De kan ge uppfattningar om minimi- och maximivärden, huruvida positiva eller negativa effekter överväger e. d. som en del av ett beslutsunderlag. Betydelsefullt är också att samtliga kostnadsposter redovisas, även om deras värden inte kan anges monetärt.

Benägenheten att se vissa miljövärden som något som inte kan värderas innebär enligt utredningens uppfattning ett bortseende ifrån att sådana värderingar ständigt görs. Varje beslut om t. ex. exploatering av ett naturområde för ett visst ändamål innebär en vägning av intäkterna av att exploatera mot intäkterna av att ha det kvar orört för t. ex. vetenskapliga eller rekreativa ändamål, eller annat framtida bruk som livsmedelsproduktion eller vattenförsörjning. Ett förbud mot en tilltänkt exploatering innebär att intäkterna av att bibehålla området bedömts vara minst så stora som intäkterna av exploateringen. I avsaknad av möjligheter att monetärt ange direkta och indirekta kostnader och intäkter av ett sådant ingrepp, ett utsläpp eller någon annan miljöstörning, måste denna värdering göras politiskt utifrån tillgängliga kvalitativa effektbeskrivningar, vilket innebär stora subjektiva inslag. Det politiska beslutet innebär således att ekonomiska vikter läggs på de faktorer där objektiv värdering saknas. Även med betydligt mer utvecklade metoder än dagens för en mer objektiv värdering av olika komponenter i beslutsunderlaget kommer stora områden att finnas kvar där sådana politiska värderingar måste göras. Ökade möjligheter att i pengar ange värdet av miljöeffekter – även grova uppskattningar – måste emellertid enligt

utredningens uppfattning ge bättre beslutsunderlag och klarare avgränsa de komponenter däri som måste ges en subjektiv värdering.

14.2.4 *Utformning av miljöpolitik. Ställningstagande*

Miljöekonomisk forskning

Utredningen finner det angeläget att möjligheterna att uppskatta miljöpolitikens intäkter och kostnader väsentligt förbättras för att de önskvärda samhällsekonomiska avvägningarna skall kunna göras. Detta kräver kunskaper dels om de fysiska effekterna av föroreningsutsläpp och andra miljöeffekter, dels om hur dessa effekter skall värderas. En betydande del av miljövårdsforskningen satsas och kommer att satsas på problem kring de fysiska effekterna. Utredningen vill kraftigt understryka angelägenheten av sådan forskning. Den bör emellertid enligt utredningens uppfattning kompletteras med forskning och utvecklingsarbete rörande samhällsekonomisk värdering av dessa effekter och av konsekvenser i övrigt av miljöpolitiska åtgärder.

Utredningen avser här inte att lägga fram förslag till fullständigt program för en miljöekonomisk forskning, men vill mot bakgrund av bl. a. den genomförda analysen peka på några angelägna forskningsområden. Insatser inom dessa forskningsområden syftar till att förbättra underlaget för samhällsekonomiskt grundade beslut om miljöpolitikens inriktning.

1. Ett angeläget forskningsområde avser metoder att värdera miljöförstöringens kostnader. Sådana metoder saknas f. n. i stor utsträckning. I kapitel 8 har behandlats olika slag av miljöförstöringens kostnader. Målet måste vara att uppskatta miljöförstöringens kostnader till följd av specifika utsläpp.
2. Miljöförstöringens kostnader är exempel på negativa externa effekter. Vissa miljövårdsåtgärder kan förutom att eliminera negativa externa effekter också skapa positiva externa effekter. Det är därför angeläget att även ta fram metoder för att uppskatta dessa och därigenom bidra till bättre resursutnyttjande inom denna del av miljöpolitiken.
3. De miljöpolitiska styrmedlen har, samhällsekonomiskt sett, olika effektivitet i skilda situationer. Det är därför viktigt att välja rätt styrmedel i varje situation. En forskning med stark inriktning på empiriska undersökningar för att utröna olika styrmedels effektivitet är därför betydelsefull. De av utredningen föreslagna styrmedlen utgör därvid självklara studieobjekt.
4. I den ekonomiska analysen (kap. 9) har påpekats att val av styrmedel också innebär ett ställningstagande till i vilken utsträckning förorenaren skall betala. Kunskaperna är dock högst begränsade om vad som händer vid ökat kostnadsansvar, dvs. vem som slutligen får bära kostnaderna. Vidare är informationen om vem som bär miljöförstöringens kostnader ytterst knapphändig. Forskning för att klarlägga dessa förhållanden behövs.
5. En förändrad miljöpolitik kan komma att stå i konflikt med andra samhällsmål. För att förbättra beslutsunderlaget inför avvägningar mellan förbättrad miljö och andra angelägna mål är det därför av intresse att i god

tid förutse sådana avvägningsproblem. Detta ger ytterligare ett angeläget forskningsområde.

6. En aktivitet som i många fall synes positivt påverka miljön samtidigt som naturresurser sparas är återvinning. Emellertid är den faktiska kunskapen om återvinning och samhällsekonomi liten, varför mycket talar för ökad forskning även inom detta område.

Samtliga här framförda förslag till forskningsområden är dock ej problemområden som är unika för Sverige utan aktuella i många länder. För att undvika dubbelarbete, samordna forskningsverksamheten mellan olika länder samt snabbt förmedla forskningsresultat som framkommit i andra länder är därför ett väl fungerande internationellt informationsutbyte av stor betydelse.

Miljöekonomisk forskning och utveckling är således ett viktigt led i arbetet på att finna vägar att föra in miljövärden och miljörisker i ekonomiska beslut. Dess funktion är att komplettera naturvetenskaplig och teknisk miljöforskning och medverka till utnyttjandet av dess resultat i samhällsekonomiska ställningstaganden.

Flera olika vägar att få till stånd sådan forskning kan diskuteras. För diskussion bör enligt utredningen följande utgångspunkter gälla. Den miljöekonomiska forskningen bygger på och kompletterar naturvetenskaplig och teknisk miljövårdsforskning. Den är således i hög grad tvärvetenskaplig. Nära anknytning till någon högskola men med styrningsmöjligheter för miljövårdsmyndigheterna synes därför önskvärd. Den måste också ha en stark inriktning på tillämpad forskning och på utvecklingsarbete. Detta innebär också krav på viss kontinuitet, som knappast kan tillförsäkras i en verksamhet som helt bygger på från år till år beviljade forskningsanslag.

Utredningen bedömer denna typ av forskning med hänsyn till den tvärvetenskapliga inriktningen vara en angelägen uppgift för flera forskningsfinansierande organ, främst statens naturvårdsverk genom anslaget till miljövårdsforskning samt statens råd för samhällsforskning. Med hänsyn till den huvudsakliga inriktningen av berörda forskningsorgans bevakningsområden föreligger dock risk för en förhållandevis låg prioritering av den miljöekonomiska forskningen inom respektive område. För att säkra en erforderlig omfattning och varaktighet av denna forskning vore det enligt utredningens uppfattning därför lämpligt att för en tid av exempelvis fem år en viss summa tillfördes något av de aktuella forskningsanslagen, förslagsvis anslaget till miljövårdsforskning, och där avsattes för miljöekonomisk forskning.

Direktiven till utredningen om riktlinjer för den framtida naturresurs- och miljöpolitiken visar att det också där kommer att föreligga behov av miljöekonomisk forskning. Utredningen bör därför ges möjlighet att initiera och finansiera sådana forskningsprojekt inom ramen för sitt utredningsarbete.

Långtidsplan för miljövården

För utformning av en på samhällsekonomiska bedömningar grundad miljöpolitik anser utredningen det angeläget att en långtidsplanering för

miljövården genomförs. En sådan planering utgör ett instrument för att ställa samman de kunskaper om effekter av miljöstörningar och värderingar av dem, tekniska och andra möjligheter att komma till rätta med dem och kostnaderna härför som behövs som underlag för ett politiskt beslut om miljövårdspolitikens inriktning. Arbetet kommer därmed att resultera i en plan över den miljöpolitik som skall föras.

Det är inte utredningens uppfattning att sådan planering måste avvakta ytterligare forskning. Även om kunskaperna nu är begränsade kan det med visst fog hävdas att de är tillräckliga för att en långsiktig miljövårdsplanering skall kunna inledas. Det är angeläget att samla och systematisera dem för att så långt möjligt göra samhällsekonomiska bedömningar av miljövårdsinsatserna. I promemorian om miljöskyddet inom industrin har tanken på ett planeringsinstrument för miljövårdsinsatserna förts fram. Flera remissinstanser har anslutit sig till tanken, och naturvårdsverket har förklarat sig kunna med femårsintervall utarbeta en långtidsplan för miljövårdsområdet i vid bemärkelse. Naturvårdsverket har strukit under betydelsen av att inte bara kostnaderna för planerade miljövårdsåtgäder utan även så långt möjligt effekterna av dem redovisas i en sådan plan.

Kommittén för riktlinjer för den framtida naturresurs- och miljöpolitiken, som tillsattes i början av 1978, har enligt sina direktiv som en väsentlig uppgift att finna lämpliga former för ett planeringssystem på miljövårdsområdet. Utredningen redovisar här sin syn på de viktigaste uppgifterna för ett sådant planeringssystem, långtidsplanens innehåll och väsentliga utgångspunkter i övrigt för arbetet.

Syftet med ett instrument för långtidsplanering som, med ett efterhand ökande kunskapsunderlag får ökad betydelse, är som inledningsvis nämnts att ge underlag för övergripande politiska beslut om miljövårdspolitikens inriktning under kommande planeringsperiod och för miljövårdsområdets avstämning gentemot andra samhällssektorer. Planeringen bör omfatta hela miljövårdsområdet, dvs. naturvård, miljöskydd, produktkontroll samt rekreation och friluftsliv. Med hänsyn till att de ekonomiska resurserna avgör möjligheterna att realisera de mål som ställs upp för miljöpolitiken är en koppling till den ekonomiska långtidsplaneringen viktig. Det kan bl. a. vara lämpligt att knyta an till den periodicitet som gäller för ekonomidepartementets långtidsutredningar. Den fysiska riksplaneringen och den regionalpolitiska planeringen är andra planeringsformer som måste beaktas vid uppläggningen av genomförandet av en miljövårdsplanering på riksnivå. Planeringen bör innehålla följande huvudmoment:

- redovisning av det aktuella läget inom miljö och miljövård som utgångspunkt för vidare åtgärder
- identifiering och beskrivning av långsiktiga miljöproblem
- redovisning av olika möjligheter att lösa dessa problem och kostnader för åtgärderna
- redovisning av alternativa åtgärdsplaner för olika miljövårdsområden inklusive konsekvensbeskrivningar med avseende på såväl effekter i miljön som budgetmässiga och samhällsekonomiska kostnader.

Utredningen har funnit det önskvärt att den långsiktiga miljövårdsplaneringen blir en integrerad del av det löpande miljövårdsarbetet. Ansvaret för

detta arbete är fördelat på ett stort antal intressenter på skilda nivåer. Detta ställer stora krav på goda kommunikationer mellan intressenterna om tillgängliga kunskaper och resurser skall kunna utnyttjas så effektivt som möjligt. Därför anser utredningen att det är väsentligt att vid utformningen av ett planeringssystem åstadkomma en klar ansvars- och arbetsfördelning mellan dem, men samtidigt sörja för att berörda myndigheter, organisationer och sammanslutningar ges möjlighet att ta del av och lämna synpunkter på såväl planeringsunderlag som planförslag. Det är också viktigt att i planeringssystemet bygga in utvärdering av den förda miljöpolitiken.

Utredningen anser alltså att den grundläggande linjen i planeringsarbetet bör vara en kontinuerlig verksamhet som med vissa intervall dokumenteras i form av förslag till alternativa handlingsvägar för den framtida miljövårdspolitiken. Genom beslut av riksdag/regering fastläggs sedan den allmänna inriktningen och de ekonomiska ramar som bör gälla för planeringsperioden.

Parallellt med och med ledning av denna övergripande planering bedrivs av de miljövårdande myndigheterna det utrednings- och rådgivningsarbete som omfattar riktlinjer för olika miljöskydds- och naturvårdsverksamheter, som t. ex. begränsning av föroreningsutsläpp, avsättande och vård av naturreservat och andra naturvårdsområden. Den tredje parallella arbetslinjen är omsättningen av dessa riktlinjer i praktiken genom dels prövning av enskilda ärenden enligt miljöskydds- och naturvårdslagstiftningen etc., dels planering på regional och kommunal nivå.

Utredningen utgår ifrån att en långsiktig miljövårdsplanering på riksnivå som den föreslagna i stor utsträckning kan bygga på material som regelmässigt tas fram genom forskning, undersökningar, utredningar etc. Tillgången till sådant material ökar ständigt och ett bättre planeringsunderlag än dagens kan förutses längre fram. Som utredningen tidigare framhållit innebär detta dock inte att planeringsverksamheten bör uppskjutas i avvaktan på forsatt forskning etc.

Utredningen anser att det på många områden finns tillräckligt med kunskap för att en planering skall kunna inledas. De problem som kommer att möta i arbetet kommer troligen i flera fall att bero på att kunskaperna inte är redovisade på ett sådant sätt att de direkt kan användas i planerings- och beslutsprocessen eller på att de är spridda på ett stort antal myndigheter, institutioner, organisationer, enskilda etc. och på att informationskanaler ibland saknas. Många områden kan vara väl genomarbetade, medan kunskapsbristerna inom andra är besvärande. Ett systematiskt sammanställningsarbete kan också bidra till att peka ut områden där forskningsinsatser är särskilt angelägna.

En mycket viktig utgångspunkt för planeringsarbetet är enligt utredningens uppfattning en utvärdering av den hittills bedrivna miljöpolitiken. På samma sätt måste uppföljning och utvärdering av planernas genomförande utgöra ett centralt inslag i det fortsatta planeringsarbetet.

14.3 Miljöpolitiska styrmedel

14.3.1 *Inledning*

Genom vägningar av miljövårdens kostnader (kostnader för reningsåtgärder m. m.) mot miljöförstöringens kostnader (negativa effekter av utsläpp av föroreningar och andra ingrepp i miljön) eller mot miljövårdens intäkter (intäkter av en restaurering, t. ex.) fastställs hur långt miljövårdsarbetet skall drivas, dvs. miljöpolitikens mål. Den miljövårdsplanering som utredningen förordar syftar just till övergripande vägningar av detta slag mellan olika miljövårdsintressen och mellan miljövården och andra samhällssektorer. Det beslut som fattas som resultat av planeringen avses sålunda utgöra en plan över den miljöpolitik som skall föras.

Genomförandet av miljöpolitiken kräver styrmedel av olika slag. Kapitel 3 i detta betänkande redogör för de viktigaste styrmedlen på miljövårdsområdet.

De mest använda styrmedlen är regleringar. I ett fåtal fall, som t. ex. i fråga om svavelhalten i bränslen och blyhalten i bensin används generella regleringar. I allmänhet sker emellertid regleringen av miljöstörande verksamhet etc. genom prövning och föreskrifter om villkor i det enskilda fallet. Ekonomiska styrmedel förekommer nästan uteslutande i form av subventioner. Avgifter som styrmedel har diskuterats i några av betänkandena.

Problemen vid val av styrmedel hänger samman med att de har olika effektivitet och medför olika kostnader att använda. Såväl regleringar som avgifter medför ekonomiska konsekvenser – kostnader – för de styrda. Kostnaderna fördelas emellertid på skilda sätt för olika styrmedel. Styrmedlen måste sålunda väljas dels med hänsyn till effektiviteten, dels med hänsyn till den kostnadsfördelning som betraktas som önskvärd.

Utredningen har i detta betänkande (kapitel 9) analyserat olika styrmedels användbarhet vid reglering av olika föroreningstyper och i skilda föroreningssituationer. I delstudierna om svavel, massa- och pappersindustrin samt dryckesförpackningar har också styrmedelsfrågor behandlats.

I kapitel 9 diskuteras olika styrmedel med utgångspunkt i det faktum att kunskaperna om främst miljöförstöringens kostnader är högst begränsade. De miljöpolitiska styrmedel som behandlas är sådana som kan användas för att styra föroreningsproduktionen. Särskilt uppmärksammas kostnadsfördelningen vid användning av olika styrmedel.

Inledningsvis påpekas att den vanliga uppdelningen i administrativa och ekonomiska styrmedel inte får misstolkas. Varje styrmedel innebär förändrade ekonomiska förhållanden för den som utsätts för styrning. Utgifter för t. ex. ett reningsaggregat är lika reella som utgifter i form av avgifter.

De styrmedel som behandlas i kapitel 9 är regleringar, miljöavgifter, försäljning av koncessioner samt ekonomiska stödåtgärder.

En genomgång av de olika regleringsmetoderna, tillståndsprövning (inklusive anmälningsskyldighet), lokaliseringsprövning samt fastställande av produkt- och utsläppsnormer visar att användning av regleringar egentligen inte är någon väg runt problemet att kartlägga och värdera miljöförstöringens kostnader. Varje regleringsbeslut, t. ex. en skärpning av miljöpolitiken, ger nämligen implicit uttryck för en värdering av kostnader och intäkter. I

exemplet innebär beslutet att de minskade miljöförstöringskostnaderna minst värderas till ett belopp motsvarande de ökade kostnaderna för att uppnå en bättre miljökvalitet. Användning av regleringen som styrmedel innebär inte automatiskt att en samhällsekonomiskt optimal miljöpolitik kommer till stånd. Hur nära den optimala avvägningen mellan t. ex. rening och fortsatt utsläpp beslutet hamnar beror på hur korrekt bedömningen av kostnader och intäkter kunnat göras. Möjligheterna till optimal avvägning ökar således ju fullständigare informationen är.

Ett teoretiskt perfekt miljöavgiftssystem bygger på att avgiften alltid motsvarar värdet av de externa effekterna (miljöförstöringens kostnader). På samma sätt som olika regleringsmetoder kan emellertid även avgifter användas vid ofullständig information. En viss utsläppsnivå kan t. ex. nås genom styrning med avgifter, vars höjd ändras tills målet uppnås. Svårigheterna att vid ofullständig information välja det samhällsekonomiskt optimala målet är dock lika stora.

Kravet på att de miljöpolitiska målen (fastställda med utgångspunkt i ofullständig information) skall nås med så små uppoffringar som möjligt tas som en utgångspunkt vid en jämförelse mellan de olika styrmedelstyperna regleringar och avgifter. Två fall studeras. I fall 1 svarar en emittent för hela utsläppet i ett område. I fall 2 finns flera emittenter i området, och en reduktion med en enhet ger lika stor effekt på miljön oavsett vilken av emittenterna som minskar sitt utsläpp. Resultatet i fall 1 är att det förefaller troligt att användning av regleringsmetoden snabbare leder fram till det miljöpolitiska målet samtidigt som kostnadsminimeringskravet säkrare uppnås.

Vid genomgången av fall 2 framstår två faktorer som betydelsefulla för valet mellan en avgifts- eller regleringslösning då kravet är att det miljöpolitiska målet skall uppnås med så små uppoffringar som möjligt. De är dels risken för felinvesteringar då miljöavgiften inte direkt sätts rätt, dels skillnaden mellan de miljöstörande verksamheternas gränskostnadskurvor för föroreningsreduktion.

Rent generellt kan sägas att stora risker för felinvestering verkar till avgiftslösningens nackdel, medan stora skillnader mellan de miljöstörande verksamheternas gränskostnadskurvor för reduktion verkar till dess fördel. När t. ex. både risker för felinvesteringar och stora skillnader mellan kostnadskurvorna antas föreligga finns inget entydigt svar på frågan om avgift eller reglering från kostnadssynpunkt.

Om fall 1 eller fall 2 är aktuellt beror ofta på det perspektiv problemet betraktas i – ett begränsat område eller landet som helhet exempelvis. Verkligheten är därför ofta en kombination av de båda fallen.

Med hänsyn till den närmaste recipenten (en sjö eller luften i den närmaste omgivningen) gäller ofta fall 1. Med hänsyn till den totala föroreningsbilden i regionen eller landet gäller fall 2. Som exempel kan tas svavelutsläppens påverkan på den närmaste omgivningen och på försurningen i landet som helhet eller verkan av BS-utsläpp i en mindre sjö öster om vattendelaren och som bidrag till Östersjöns förorening. Med hänsyn till försurningen respektive Östersjön är det ointressant om just detta utsläpp upphör eller motsvarande minskning sker någon annanstans. För den lokala situationen kan det emellertid vara högst väsentligt att minsknignen sker just där. Detta

förhållande innebär också att någotdera av styrmedlen inte alltid är överlägset.

Försäljning av koncessioner som styrmedel behandlas också i kapitel 9. Innebörden av styrmedlet är att potentiella förorenare kan köpa sig rättighet att släppa ut föroreningar. Då verkligheten stämmer överens med fall 2 leder försäljning av koncessioner till att det miljöpolitiska målet direkt uppnås till lägsta kostnad. Utredningen fann emellertid detta styrmedel förenat med flera problem.

Även subventioner kan användas som styrmedel. Tanken bakom detta styrmedel är att emittenten skall göra en ekonomisk vinst på att rena sitt utsläpp. De problem i samband med felinvesteringar som nämndes i avgiftsfallet gäller även här. Också subventionerna kan nämligen behöva ändras stegvis tills det fastlagda målet uppnåtts.

En väsentlig slutsats av utredningens genomgång av olika styrmedel är att tillgången på information kan avgöra vilket styrmedel eller vilken kombination av styrmedel som bör användas. Då mängden information förändras kan därför också styrmedlens användbarhet ändras.

14.3.2 *Behandlingen av styrmedelsfrågorna i utredningens tidigare arbeten*

Svavelbetänkandet

De mål för svavelpolitiken som utredningen arbetade efter var dels att till lägsta samhällsekonomiska kostnad begränsa de totala utsläppen av svaveldioxid till en bestämd nivå, dels att åstadkomma att halten av svaveldioxid i utomhusluft lokalt inte överstiger vissa bestämda gränsvärden. Vid sin granskning av olika styrmedel behandlade utredningen de båda målen var för sig. Skälen härtill var att de är av olika karaktär (jämför fall 1 och 2 i det föregående) och att såväl orsakerna till problemen som de tekniska miljöskyddsåtgärderna som kan användas för att lösa dem delvis skiljer sig från varandra. För att lösa det regionala försurningsproblemet krävs både nationella åtgärder för att reducera utsläppen och internationellt samarbete för att minska de svavelmängder Sverige får ta emot via luftströmmarna. De lokalt förhöjda halterna av svaveldioxid i utomhusluften är däremot i regel geografiskt relativt väl avgränsade och kan avhjälpas med åtgärder på det lokala planet. Detta innebär att en lösning av de båda problemen kan ställa olika krav på de styrmedel som samhället behöver använda för att uppnå de mål som uppställts.

Utredningen konstaterade att en individuell tillståndsprövning och villkorsgivning för samtliga verksamheter i landet som medför utsläpp av svaveldioxider skulle vara ogenomförbar från administrativ synpunkt, med hänsyn till den stora mängden (över 1 miljon) sådana utsläpp. En verksamhetsprövning kunde därför endast bli aktuell för de stora utsläppen. Den enda tekniskt möjliga metoden för reduktion av utsläppen från de många småkällorna är att använda olja med lägre svavelhalt eller att välja annat uppvärmningssystem. I detta fall var alltså generella styrmedel användbara, och utredningen övervägde dels produktnormer, dels avgifter på svavelhalten i eldningsolja. Med en begränsning av svavelhalten i eldningsolja

skulle ca 75 procent av de totala utsläppen i landet kunna regleras. För resterande del, processutsläppen från industrin, skulle andra styrmedel krävas. För reglering av dessa utsläpp övervägde utredningen tillståndsprövning, utsläppsnormer eller utsläppsavgifter.

Utredningen sökte ett system av styrmedel, med vars hjälp båda föroreningsproblemen skulle kunna hanteras och fann två alternativ. Det ena byggde på en kombination av produktnormer och individuell prövning. Det andra bestod av en svavelavgift utöver produktnorm och prövning (svavelhalt utöver normen skulle avgiftsbeläggas, likaså utsläpp som översteg vad som kunde beräknas motsvara produktnormen). I båda alternativen ingick även planering av tätorternas uppvärmning och energiproduktion. Tillståndsprövningen förutsågs få en mindre roll i det andra alternativet.

Utredningen fann åtskilliga fördelar med ett avgiftssystem. Teoretiskt kunde de olika utsläpparna förväntas reducera utsläppen till den nivå där gränskostnaderna för reduktion var lika med avgiften, vilket skulle ge en total reduktion till lägsta möjliga kostnad. Ett incitament till fortsatt reduktion vid förbilligad teknik skulle också föreligga. Behovet av centralt lagrad information om reningsteknik m. m. skulle också minska. Vidare skulle den mera automatiska regleringen undanröja de negativa tröskeleffekter som fasta gränsvärden kan medföra.

En allvarlig nackdel fann utredningen däremot vara svårigheterna att förutsäga effekterna i form av reduktion av utsläppen. Dessa svårigheter är främst en följd av dels osäkerheten i de beräkningar som ligger till grund för avgiften, dels svårigheten att förutse hur företagen kommer att reagera på en viss avgift. Fasta produktnormer, däremot, ger förhållandevis goda möjligheter att förutsäga effekten. Nackdelen här är främst att förutsättningar saknas för att resultatet skall uppnås till lägsta möjliga kostnad. Vidare kan fastare gränser leda till övergångsproblem.

Utredningen bedömde dock vissa av de väntade fördelarna med ett avgiftssystem som osäkra i praktiken, främst med hänsyn till rådande marknadsimperfektioner. Tillsammans med bl. a. det mera osäkra resultatet i fråga om utsläppsreduktion ansåg utredningen att flera skäl talade emot ett avgiftssystem än för. Utredningen valde därför att föreslå ett styrsystem med produktnormer, tillståndsprövning och samhällsplanering. För att inte den dispensmöjlighet från produktnormerna, som ansågs nödvändig vid svårigheter att anskaffa lågsvavlig olja, skulle missbrukas, föreslogs dock en form av dispensavgift. Syftet med denna var att neutralisera de ekonomiska vinster som skulle göras vid tillstånd att använda olja med högre svavelhalt.

En övervägande majoritet av remissinstanserna avvisade också tanken på miljöavgifter på svavel, framför allt med hänvisning till den stora osäkerheten om utfallet. Bland nackdelarna med ett sådant system anfördes även kontrollsvårigheter och osäkra mätvärden. De remissinstanser, som liksom reservanter i utredningen, förordade ett avgiftssystem hävdade främst dettas fördelar från resursallokeringssynpunkt. De bedömde möjligheterna att uppnå de uppsatta målen till lägsta samhällsekonomiska kostnad som goda.

Industripromemorian

I samband med studiet av miljövårdskostnaderna inom massa- och pappersindustrin lade utredningen fram två alternativa förslag till styrsystem på miljöskyddslagens område. Båda systemen byggde på en ökad användning av generella styrmedel med utgångspunkt i övergripande långtidsplaner. Det ena alternativet innebar att grunden för miljöskyddsarbetet i avsevärt större omfattning än nu skulle utgöras av riktlinjer, antingen fastställda av naturvårdsverket eller, i vissa fall, av regeringen. Den individuella tillståndsprövningen skulle kvarstå, men begränsas till att gälla individuella hänsynstaganden till lokala miljöförhållanden samt lokala ekonomiska och regionalpolitiska förhållanden som skulle kunna föranleda avsteg från riktlinjerna. I det andra alternativet ersattes riktlinjerna av utsläppsavgifter, med vars hjälp således främst regionala och nationella föroreningsproblem skulle angripas. För hantering av lokala miljöskyddsproblem skulle tillståndsprövning bibehållas. Avgifterna gavs en rent styrande karaktär, dvs. de avsågs relateras till de genomsnittliga åtgärdskostnaderna för en viss reduktionsnivå.

Utredningen framhöll att riktlinjerna egentligen borde gälla en viss önskvärd miljökvalitet och tillåtna utsläppsmängder fastställas med utgångspunkter däri. Med hänsyn till de ofullständiga kunskaperna om sambanden mellan utsläpp och effekter i miljön måste utredningen emellertid konstatera att riktlinjerna i huvudsak måste formuleras som högsta tillåtna föroreningsutsläpp. Riktlinjerna måste utformas enligt bästa-teknik-principen, men med hänsyn till den kännedom om miljöeffekter som ändå finns. Riktlinjesystemet skulle också byggas upp efter hand i takt med att kunskaperna om miljöeffekter ökar. Utredningen förutsatte också en fortlöpande revidering av miljökvalitets- och utsläppsriktlinjer med hänsyn till vetenskapliga och tekniska framsteg och resultaten av tidigare åtgärder.

Också i avgiftsalternativet skulle avgiftsbestämningen i idealfallet bygga på önskemål om miljökvalitet och kunskap om föroreningars effekter i miljön. På nuvarande kunskapsnivå skulle emellertid avgifter få sättas med utgångspunkt från en på annat sätt bestämd reduktionsnivå. Avgiftens storlek skulle då relateras till de genomsnittliga kostnaderna för att uppnå denna nivå. Utredningen konstaterade att frågan om hur noggrant målet är bestämt och vilka krav som måste ställas på måluppfyllelse är viktig vid bestämning av avgiftsnivån och också vid det slutliga valet av styrmedel. En rätt avvägd utsläppsavgift bör medföra att erforderliga miljöskyddsåtgärder genomförs på ett samhällsekonomiskt optimalt sätt. Osäkerheten om representativiteten i de beräkningar som ligger till grund för bestämning av avgiftsnivån kan däremot medföra svårigheter att med en avgift exakt träffa det uppställda miljöpolitiska målet. Ett sätt att komma till rätta med måluppfyllelseproblemet kan vara att successivt anpassa avgiftsnivån med hänsyn till de resultat som uppnås.

Subventioner – en annan form av ekonomiska styrmedel – berördes också. Utredningen avvisade denna form av styrmedel rent generellt, bl. a. med hänvisning till principen om förorenarens kostnadsansvar, men framhöll att det av sysselsättnings- eller regionalpolitiska skäl kan finnas anledning att från samhällets sida stödja sådana anläggningar där de åtgärder som fordras för att anläggningen skall få drivas är alltför kostnadskrävande. De blir

emellertid då fråga om ett sysselsättningspolitiskt styrmedel, som kan motiveras genom de samhällsekonomiska vinster det innebär att bibehålla anläggningen ifråga. Sådana styrmedel bör hanteras av arbetsmarknadsmyndigheterna.

Praktiskt taget samtliga remissinstanser betraktade den individuella tillståndsprövningen som det centrala styrmedlet. Behovet att kunna anpassa miljöskyddskraven till lokala ekologiska och ekonomiska förhållanden underströks kraftigt. Flertalet fann att riktlinjer i många fall kan utgöra ett gott komplement till prövningen och i viss mån underlätta denna. Varningar utfärdades dock i många av yttrandena för en alltför stel tillämpning av riktlinjerna. Från bindande riktlinjer avråddes bestämt och farhågor uttalades om att riktlinjer skulle kunna få karaktär av normer. Från många håll påpekades att generella riktlinjer kan vara lämpliga för vissa typer av föroreningar och för vissa branscher, framför allt sådana med relativt många och likartade anläggningar. Koncessionsnämnden anförde som exempel att emissionsriktlinjer för utsläpp till luft som ett relativt homogent recipientmedium kan vara lämpliga. För vatten kan de emellertid få ödesdiger effekt, eftersom vattnet är ett starkt heterogent recipientmedium, där spridningsbilden och omvandlingen av förorenande ämnen följer mycket komplicerade förlopp. Naturvårdsverket förordade en utökad användning av vägledande riktlinjer för branscher med ett antal likartade anläggningar, utformade som en kombination av miljökvalitetskrav och krav på utsläppskällan. Till dess att ökade kunskaper om miljöeffekter av föroreningar finns måste riktlinjerna emellertid främst formuleras som största tillåtna utsläppsmängder eller som åtgärdskrav. Länsstyrelsen i Stockholms län pekade på skillnaden mellan nedbrytbara ämnen och ämnen som ger bestående miljöskador. För de förra ansågs det olämpligt med riktlinjer eftersom sådana för många anläggningar skulle leda till oacceptabelt stor miljöstörning, medan de i andra fall skulle medföra höga miljöskyddskostnader med hänsyn till skiftande ekologiska förhållanden. För ämnen som medför bestående miljöskador borde emellertid riktlinjer fastställas med minimikrav som alltid bör kunna ställas oberoende av lokala förhållanden.

I stort sett samma invändningar som riktades mot alltför rigoröst tillämpade riktlinjer riktades i många av remissyttrandena också mot utsläppsavgifter, nämligen att generella styrmedel bortser från behovet av anpassning till lokala förhållanden. Vidare framhölls, bl. a. från naturvårdsverket, dels de osäkra kostnadsberäkningar som skall ligga till grund för beslut om avgiftens storlek, dels svårigheterna att förutsäga effekterna på utsläppens storlek. Problemen med att avgiftsbelägga utsläpp av olika komplexa föreningar påpekades också. De ganska fåtaliga uttalandena för avgifter framhöll möjligheten att använda sådana i fall där de förorenande anläggningarna är många, dvs. i samma fall där generella riktlinjer bedömts som mest användbara. Positiv inställning till avgifter motiverades med den betydelse en rätt avvägd och graderad avgift skulle ha som incitament till utsläppsreduktion under tillåtna maximigränser och till utveckling av billigare och effektivare renings- och produktionsteknik. Det påpekades också att oberoende av vilket styrinstrument som används, kommer vissa restutsläpp att förekomma. Att de tillåts innebär inte att de inte orsakar skador eller olägenheter. Ett system med graderade utsläppsavgifter bör

kunna utformas så, att det stimulerar till att hålla nere även restutsläppen.

Subventioner som styrmedel kommenterades i några av remissvaren, varvid utredningens uppfattning understöddes. Naturvårdsverket pekade på den bromsande i stället för pådrivande effekt som subventioner i vissa fall kan få. Då statsbidrag generellt lämnas för en viss typ av investering utan att någon tidsbegränsning för sådana bidrag satts, görs inga investeringar utan statsbidrag även om de bedöms angelägna. Med begränsade bidragsanslag uppstår köer, och följden blir att angelägna investeringar, som utan bidragsmöjligheter genomförts, skjuts upp i avvaktan på bidrag.

I samband med styrmedelsdiskussionen tog naturvårdsverket upp frågan om ekonomiska styrmedel för att begränsa de överskridanden av fastställda emissionsgränser som förekommer. Ökade möjligheter till sanktioner behövs också då föreskrivna miljöskyddsåtgärder inte utförs inom föreskriven tid.

Förpackningsbetänkandet

Även delstudien rörande dryckesförpackningar och miljö innefattade styrmedelsdiskussioner. Utredningens utgångspunkt var att de olägenheter från tillverkning och användning av dryckesförpackningar som effektivt skulle kunna angripas med styrmedel riktade mot dryckesförpackningar måste vara mer än marginella. Endast nedskräpningen uppfyllde detta villkor. Genom effektiva styrmedel på förpackningsområdet skulle i bästa fall upp till 20 procent (dryckesförpackningarnas andel av den totala nedskräpningen) av nedskräpningen kunna elimineras. I denna mening effektiva styrmedel var enligt utredningens uppfattning förbud mot eller höga avgifter eller panter på engångsförpackningar. Utredningen bedömde dock kostnaderna i form av bl. a. omställningskostnader inom den berörda industrin och minskad valfrihet och bekvämlighet för konsumenterna inte motsvaras av den intäkt en något minskad nedskräpning skulle innebära. Utredningen sökte i stället styrmedel för att angripa nedskräpningen som helhet och valde information och propaganda – styrmedel med ganska osäker effekt men också förhållandevis låga kostnader – i kombination med stimulans till forskning om och utveckling av från miljösynpunkt bättre förpackningar och förpackningssystem. I förslaget kompletterades styrmedelskombinationen även med återställande åtgärder, som t. ex. ökade resurser för uppstädning.

14.3.3 *Styrmedelsproblemet. Slutsatser*

Som framgått av de refererade remissvaren råder det delade meningar om olika styrmedels användbarhet i skilda sammanhang. Rent allmänt kan sägas att bristen på information rörande miljöpolitikens kostnader och intäkter gör hela styrmedelsfrågan svårbehandlad. Denna informationsbrist är besvärande inte enbart vid val av styrmedel utan även vid fastställande av från samhällsekonomisk synpunkt optimala miljöpolitiska mål. Den kritik av avgifter som bygger på att dessa inte går att relatera till miljöförstöringens kostnader (eftersom dessa inte alls eller endast otillräckligt är kända) drabbar således också de miljöpolitiska målen. Dessa måste också, som tidigare visats, för att vara samhällsekonomiskt optimala utgå från bl. a. miljöförstöringens

kostnader. I praktiken måste dock också målen fastställas med utgångspunkt i otillräcklig information. Kraven på exakthet hos styrmedlen måste bedömas mot denna bakgrund.

Diskussionen om avgifter eller regleringar som styrmedel har, bl. a. i remissvaren, ofta gällt ett val mellan generella och individuella styrmedel. En invändning mot avgifter har t. ex. varit att de inte möjliggör hänsynstagande till lokala förhållanden. I yttrandena över industripromemorian varnades för att låta riktlinjer få karaktären av bindande normer. Det finns därför anledning att klarare framhålla att såväl avgifter som regleringar kan vara antingen generella eller individuella. Bestämmelserna om svavelhalt i eldningsolja, blyhalten i bensin och förbudet att använda DDT är t. ex. generella regleringar. De i svavelbetänkandet beskrivna svavelavgifterna är exempel på generella avgifter. De individuella regleringarna vid tillståndsprövning enligt miljöskyddslagen skulle kunna ersättas av individuellt bestämda styravgifter. Valet av styrmedel måste sålunda stå mellan generellt eller individuellt styrmedel. Därefter avgör effektivitets- och kostnadsfördelningsaspekter samt i viss mån tillgången till information valet mellan reglering och avgift. Utredningens slutsatser av tidigare utredningsarbete, remissyttranden och den ekonomiska analysen i detta betänkande angående val av styrmedel utvecklas i det följande.

För styrning av mängden föroreningar kan bindande generella styrmedel endast vara aktuella i två fall, nämligen dels då utsläpp inte accepteras oavsett var de sker (t. ex. förbud mot utsläpp som medför livsfara), dels då det inte spelar någon roll vilken utsläppskälla som minskar sitt utsläpp. Bindande generella styrmedel för att klara av oacceptabla utsläpp kan exemplifieras med DDT-förbudet och förbud mot andra hälso- och miljöfarliga varor. Däremot är det svårare att hitta fall i praktiken då generella bindande styrmedel kan användas för utsläppsminskning, dvs. fall där det inte har någon betydelse var en minskning sker om bara de totala utsläppen minskas. I de fall generella styrmedel kan användas är bindande normer att föredra framför avgifter under förutsättning att inget tvivel om det miljöpolitiska målet råder.

Vägledande generella styrmedel utformade som t. ex. miljökvalitetskrav är däremot betydligt mer användbara. Utsläpp av en viss typ medför vanligtvis under vissa förutsättningar vissa miljöförstöringskostnader. För att undvika att det i varje enskilt fall läggs ner resurser på att forska om och kartlägga sådana basfakta bedömer utredningen det vara ekonomiskt riktigt att någon central instans ges i uppgift att ställa samman och vidareförmedla sådana basfakta.

Utöver bindande eller vägledande generella styrmedel är det i flertalet fall nödvändigt att utforma styrmedel som kan anpassas till förhållandena i det enskilda fallet. Med det enskilda fallet avses t. ex. en industrianläggning men också ett visst avgränsat område. Val av styrmedel är även här en fråga som måste kopplas till bl. a. vilken information som finns tillgänglig och hur optimalt det miljöpolitiska målet bedöms vara.

Förutom de effektivitetsaspekter som kan läggas på olika styrmedel begränsas valet av styrmedel också av den fördelning av de miljöpolitiska kostnaderna som anses önskvärd. Val av styrmedel kan alltså vara en fråga om att ta hänsyn både till effektivitet och rättvisa.

Detta gäller också i fråga om styrningen av andra miljövårdande insatser som t. ex. återställande av förstörd miljö och skapande av nya miljövaror. PPP är här tillämplig endast i vissa fall. Utredningen har i stället utgått från att de som har nytta (intäkter) av en sådan åtgärd också bör svara för kostnaderna. Denna kostnadsfördelning leder också enligt utredningens uppfattning till att insatserna får den från samhällsekonomisk synpunkt lämpligaste omfattningen. Styrning av kommunala insatser av detta slag genom statlig subventionering bör därför främst komma i fråga då det finns ett nationellt intresse av att en åtgärd vidtas, t. ex. restaurering av en sjö av riksintresse, bevarande av ett naturområde av allmänt vetenskapligt intresse etc. Vidare kan försöksprojekt som ger avkastning i form av allmän tillgång till nya kunskaper motivera subventioner.

Tidsbegränsade subventioner för att driva på vissa miljövårdsåtgärder kan också användas, bl. a. som ett sätt att förmedla information om önskvärdheten i att dessa åtgärder vidtas.

14.3.4 *Styrmedelsproblemet. Ställningstagande*

Individuella och generella styrmedel

Med hänsyn till arten av flertalet av de problem miljöpolitiken är inriktad på och till de olika för- och nackdelar hos olika styrmedel som framkommit under utredningsarbetet har utredningen funnit att reglering i det enskilda fallet alltjämt måste vara det grundläggande styrmedlet. Generella styrmedel (regleringar eller avgifter) kan i vissa fall vara användbara, främst för att angripa nationella eller regionala föroreningsproblem. De måste dock oftast kompletteras med åtgärder i det enskilda fallet för lösning av lokala problem, förorsakade av samma slags förorening. Exempel härpå är lagstiftningen om svavelhalt i bränslen, som måste kompletteras med tillståndsprövning för stora bränsleförbrukare och planering av uppvärmningen i tätorten. Blyhalten i bensin regleras genom en generell norm, medan trafiksaneringar o. d. kan behöva tillgripas för att råda bot på alltför höga koncentrationer av bly inom ett visst område, t. ex. ett tätortscentrum. Generella styrmedel är således användbara och lämpliga endast i de fall t. ex. totala utsläppsmängder skall reduceras och det saknar betydelse var reduktionen sker – det råder utbytbarhet mellan utsläppsreduktionerna. Ett exempel på full utbytbarhet är utsläppen av freoner som påverkar ozonlagret i atmosfären. Det kan också gälla reglering av ämnen och produkter, som innebär samma risker var de än används. Generella, bindande normer är inte lämpliga då det gäller lokala problem, eftersom de inte möjliggör hänsynstagande till speciella, lokala förhållanden. De begränsningar som gäller för generella regleringar gäller även för generella avgifter.

Utredningen anser däremot att vägledande riktlinjer är värdefulla komplement till den enskilda prövningen. Denna typ av riktlinjer motiveras inte av utbytbarhet mellan utsläppsreduktionerna, utan av likartade förhållanden. Ofta finns de problem som skall angripas även på andra håll och förhållandena i olika föroreningssituationer kan, även med inbördes skillnader, ha vissa gemensamma drag. De vägledande riktlinjerna är här en form för informationsförmedling. Centralt samlas kunskaper om vissa miljöeffekter,

risker, m. m. som är gemensamma för t. ex utsläppen inom en viss tillverkning, för vissa ekologiska förhållanden, om tillgänglig reningsteknik, om kostnader, ekonomiska förhållanden och konkurrensförhållanden inom en bransch. Med utgångspunkt i detta fastställs vad som anses böra gälla i normalfallet till vägledning vid prövningen i det enskilda fallet. Vid denna prövning får erforderliga justeringar med hänsyn till de lokala förhållandena göras.

Utredningen ser denna typ av vägledande riktlinjer som ett användbart medel att samla och föra vidare forskningsresultat, utvecklingsarbete, bedömningar och värderingar av miljöeffekter, samt av de miljöpolitiska mål som fastställs i de tidigare behandlade långtidsplanerna. Utredningen finner det angeläget dels att sådana vägledningar utarbetas för allt fler branscher och typer av miljöstörningar, dels att de ofta revideras för att ge så aktuell information som möjligt.

Åtgärder mot överutsläpp

Ett allvarligt problem i miljöpolitiken är de s. k. överutsläppen. Genom olyckshändelser, oaktsamhet etc. sker utsläpp utöver de i tillståndsbeslut medgivna mängderna. Dessa utsläpp förorsakar samhället kostnader i form av miljöstörningar, obehag för kringboende etc. Utredningen anser det nödvändigt med skärpta åtgärder för att komma till rätta med detta förhållande.

Miljöskyddslagen föreskriver böter eller fängelse i ett år för dem som uppsåtligen eller av oaktsamhet åsidosätter villkor i tillstånds- eller dispensbeslut. Det är dock relativt ovanligt att någon döms för utsläpp utöver tillåten mängd eller för andra villkorsbrott. Utredningen anser en utbyggd tillsyn och en skärpt tillämpning av lagen nödvändig. Nuvarande straffmätning innebär också en för kort preskriptionstid, 2 år, för dessa brott mot miljöskyddslagen. Denna fråga behandlas dock av utredningen (Jo 1976:06) om översyn av miljöskyddslagstiftningen.

För att ge eftertryck åt samhällets beslutsamhet att komma till rätta med överutsläppen bör dessutom en särskild avgift på sådana utsläpp införas. Avgiften bör utgå i administrativ ordning i samtliga de fall då överutsläpp konstaterats, oavsett om överutsläppet berott på uppsåt, oaktsamhet, olyckshändelse eller haft annan orsak. Avgiften har till främsta syfte att göra det direkt olönsamt att överskrida fastställda utsläppsgränser och lönsamt att med olika medel öka driftsäkerhet och kontroll i reningsanläggningar och processer. Den är däremot inte avsedd att ersätta den straffpåföljd som skall följa på utsläpp genom uppsåt eller oaktsamhet. Inte heller ersätter den skadestånd för skada på egendom eller person. Avgiften måste bestämmas så att den blir minst så hög som kostnaderna för att innehålla motsvarande mängd föroreningar. Det får således inte bli ekonomiskt lönsamt att ens för en kortare period välja utsläpp mot avgift i stället för de föreskrivna miljöskyddsåtgärderna. Genom de kostnadskalkyler som görs i samband med tillstånds- eller dispensprövning bör det vara möjligt att med tillfredsställande grad av säkerhet beräkna avgiftens storlek.

Med hänsyn till att en avgift på överutsläpp måste väntas minska förorenarens benägenhet att anmäla sådana till tillsynsmyndigheten är det

angeläget att den så långt möjligt knyts till kontinuerligt mätbara parametrar, som stoftmängden i rökgaser, surhetsgrad i vissa avloppsvatten osv. Stoftmängden lämnar t. ex. vissa upplysningar även om mängden av andra luftburna föroreningar vid en viss typ av verksamhet, ökad surhetsgrad medför i vissa avloppsvatten ökad mängd tungmetaller etc. Den tekniska utvecklingen under senare år har också ökat möjligheterna att även på avstånd övervaka vissa emissioner.

Utredningen anser att utvecklingen av instrument och metoder för mätning bör främjas för såväl förbättrad övervakning som säkrare bedömningar av miljöeffekter. Utredningens förslag om avgifter på överutsläpp är ett principförslag som behöver utformas i detalj för att kunna omsättas i praktiken. En möjlig väg att nå fram till ett system med särskild avgift på överutsläpp bör vara att, sedan grundläggande principer för avgiftsuttag antagits, i samband med utarbetandet av riktlinjer för olika verksamheter välja ut och ange sådana parametrar för kontinuerlig mätning som kan ge en bild av överutsläppen, till ledning för fastställelse av kontrollprogram. De kostnadsberäkningar som utgör grunden för fastställelse av de individuella utsläppsgränserna bör i flertalet fall ge möjlighet att beräkna en genomsnittlig kostnad för att innehålla den föreskrivna mängden föroreningar. Därmed ges också besked om avgiften för de otillåtna mängder föroreningar som ändå släpps ut. Som framgår av utredningens tankar om tillvägagångssättet att fastställa avgifterna rör det sig här inte om generella avgifter utan om avgifter som fastställs i samband med prövningen av verksamheten, dock i enlighet med vägledande riktlinjer. I samma utsträckning som sådana riktlinjer kan användas för att förmedla kunskaper om teknik, effekter, ekonomi etc. kan de användas för att underlätta avgiftssättning. På de områden där riktlinjer inte kommer att utarbetas, dvs. främst verksamheter av speciell natur, får motsvarande bedömningar göras med ledning av kostnadsberäkningarna i det enskilda fallet.

Utredningen föreslår att statens naturvårdsverk, koncessionsnämnden, riksrevisionsverket och riksskatteverket ges i uppdrag att närmare utreda utformningen av ett system för avgiftsbeläggning av överutsläpp. Utgångspunkterna för arbetet bör vara följande: Avgiften skall utgå i samtliga fall då överutsläpp konstaterats. Dess storlek bör vara känd i förväg och kunna tas ut snabbt i administrativ ordning. Detta bör kunna åstadkommas genom att den fastställs i samband med prövningen av verksamheten och efter hand revideras med hänsyn till penningvärdes- och andra kostnadsförändringar. Avgiftens storlek bör slutligen bestämmas så att den inte ger några incitament till att välja avgift i stället för att snabbt vidta föreskrivna miljöskyddsåtgärder.

Restutsläpp

En vanlig invändning mot avgifter på utsläpp är att sådana skulle innebära att förorenare kan köpa sig rätten att förorena. Enligt utredningens uppfattning kan ett avgiftslöst system sägas innebära att förorenare får tillstånd att göra utsläpp gratis trots att även dessa tillåtna utsläpp medför kostnader för samhället. Ett tillståndsbeslut innebär i de flesta fall krav på begränsning av utsläpp medan vissa utsläpp tillåts. Som har framhållits i såväl utredningens

arbeten som i remissvaren är det samhällsekonomiskt motiverat att göra så. I idealfallet väljs den reningsnivå där de marginella reningskostnaderna är lika med de marginella intäkterna till följd av minskat utsläpp. Kanske träffas i praktiken någon annan punkt. Kvar står dock att de resterande utsläppen förorsakar vissa kostnader, som bör undvikas om detta kan göras till motsvarande eller lägre kostnad.

Även tillåtna utsläpp innebär således oftast ianspråktagande av naturresurser. Om principen att den som utnyttjar naturresurserna också skall betala för detta skall hävdas fullt ut aktualiseras avgifter på s. k. restutsläpp.

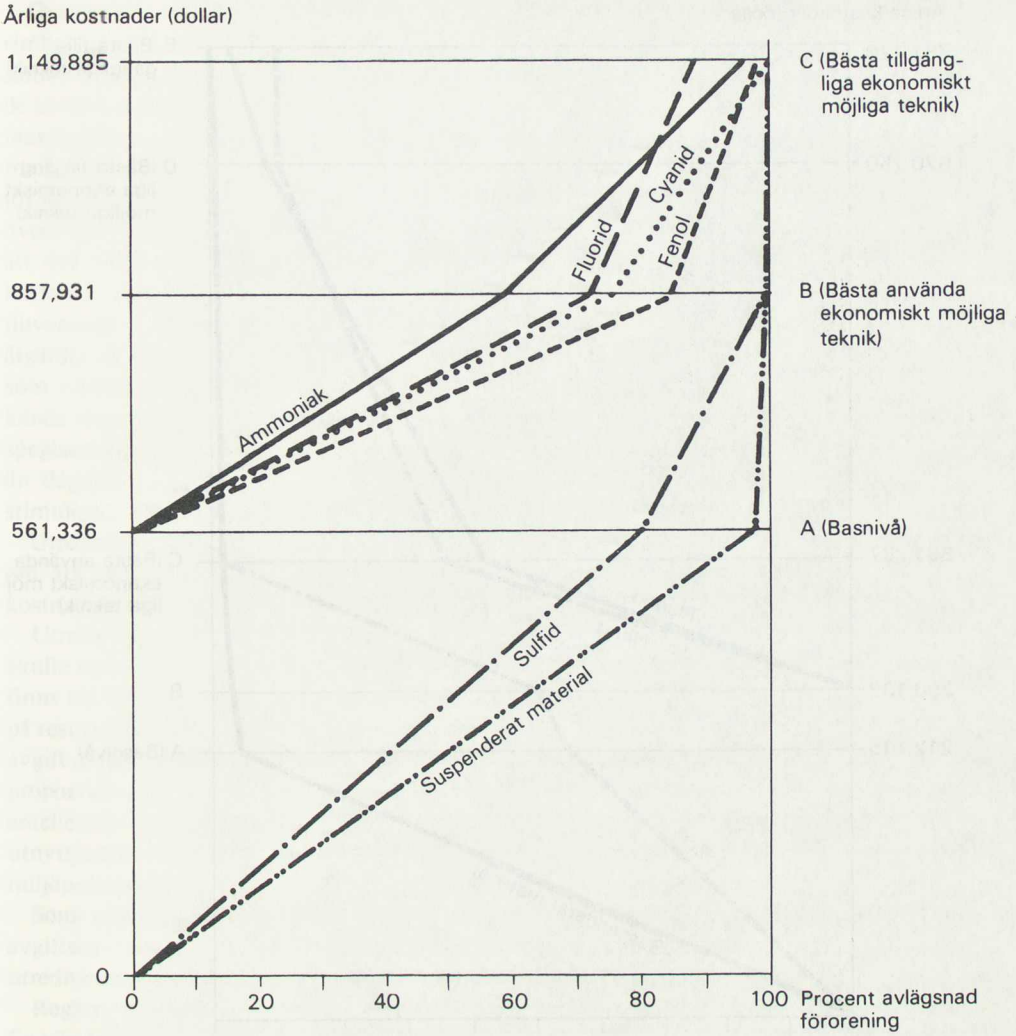
Genom den enskilda prövningen skulle, på samma sätt som nu, de miljöskyddskrav ställas som måste uppfyllas enligt gängse bedömningar om vad som är tekniskt, ekonomiskt och ekologiskt rimligt. Resterande utsläpp skulle däremot inte ske fritt utan avgiftsbeläggas. Motiven för en sådan avgift skulle sålunda vara att många av de utsläpp och ingrepp som med hänsyn till tekniska och ekonomiska förhållanden anses böra accepteras, ändå medför negativ påverkan på miljön.

Genom avgift skulle kostnaderna för detta miljöutnyttjande komma att beaktas i de företagsekonomiska bedömningarna av utsläppsnivå etc. I flera av de tidigare remissvaren har anförts att en sådan avgift verksamt skulle kunna bidra till en minskning av restutsläppen genom att stimulera till längre gående rening och utveckling av billigare och effektivare processer och reningsmetoder.

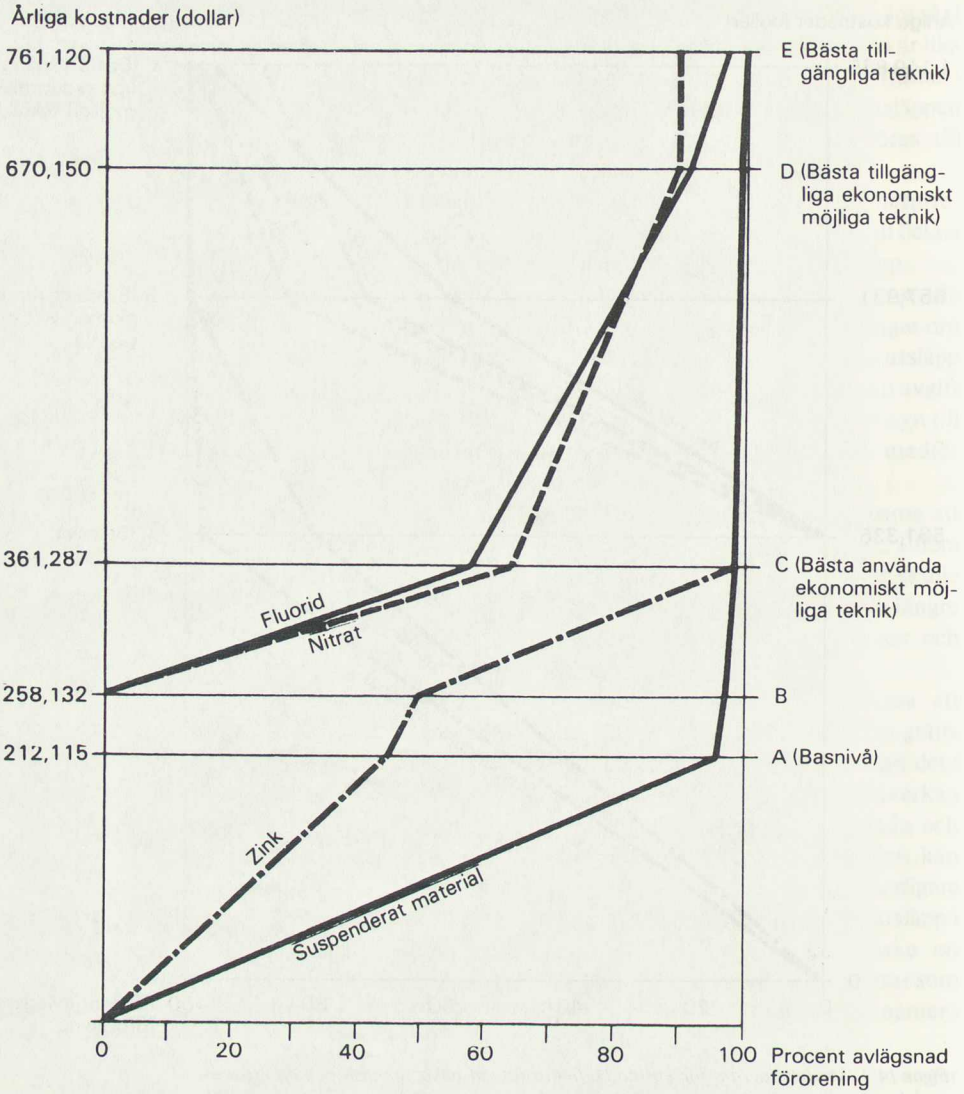
Utredningen är emellertid medveten om de stora svårigheterna att fastställa en sådan avgift. Medan överutsläpp innebär utsläpp över den gräns som med hänsyn till just effekterna i miljön ansetts kunna tillåtas, kan det i många fall vara avsevärt svårare att bedöma var gränsen för negativ påverkan i miljön går. Vidare är många utsläpp av föroreningar komplicerade och sammansatta. Miljöskyddstekniken är sällan sådan att reningsgraden kan justeras kontinuerligt, utan justeringen sker trappstegsvis. Ett ytterligare reningssteg reducerar oftast inte heller de olika föroreningarna i ett utsläpp i samma proportioner som i föregående steg, utan innebär kanske en koncentration på vissa av komponenterna. Figurerna 14.1 och 14.2 visar som exempel de olika reningsstegens inverkan på olika föroreningskomponenter i utsläppen från två delprocesser inom järn- och stålindustrin.

Diagrammen har gjorts upp av EPA (USAs naturvårdsverk) och anger genomsnittliga kostnader för de olika reningsnivåer som enligt vattenvårdslagstiftningen skall vara uppnådda vid olika tidpunkter. Basnivån anger gällande genomsnittliga reningskrav. Nästa nivå har betecknats bästa använda ekonomiskt möjliga reningsmetod. Den nivån skulle enligt planerna ha införts i samtliga anläggningar den 1 juli 1977, men tidsschemat har inte kunnat hållas. Den högsta nivån anger bästa tillgängliga ekonomiskt möjliga teknik, för vilken tidsgränsen satts till den 1 juli 1983. För nya anläggningar finns dessutom en nivå där bästa tillgängliga teknik, processer etc. skall användas. "Ekonomiskt möjlig" har där utelämnats. Där det är praktiskt möjligt skall nollutsläpp eftersträvas.

Avgifterna måste sålunda anpassas till en viss kombination av föroreningar för att få tillräcklig styreffekt. Som ett exempel på problemen kan följande resonemang med utgångspunkt i den ekonomiska analysen i kapitel 9 föras.



Figur 14.1 Modelldiagram för kostnad/effektivitet vid olika reningssteg i en masugn.
Årliga kostnader beräknade efter 10 års avskrivningstid och en produktion av 3 300 ton färdig produkt per dag.
Räntefot 7 procent.
Driftskostnader inkluderar arbete, kemikalier och övriga förnödenheter.
Underhållskostnaderna beräknas som 3,5 procent av kapitalkostnaderna.
Diagrammet kan inte användas för interpolerade värden. Reningskostnader och innehållna föroreningsmängder förändras inte kontinuerligt utan i intervall.



Figur 14.2 Modelldiagram för kostnad/effektivitet vid olika reningssteg i en stålugn
Årliga kostnader beräknade efter 10 års avskrivningstid och en produktion av 7 400 ton färdig produkt per dag.
Räntefot 7 procent.
Driftskostnader inkluderar arbete, kemikalier och övriga förnödenheter.
Underhållskostnaderna beräknas som 3,5 procent av kapitalkostnaderna.
Diagrammet kan inte användas för interpolerade värden. Reningskostnader och innehållna föroreningsmängder förändras inte kontinuerligt utan i intervall.

De krav som fastställs vid en tillståndsprövning utgår från vad som bedöms rimligt från teknisk, ekonomisk och ekologisk synpunkt. Det innebär att de samhällsekonomiska kostnaderna till följd av åtgärderna bedöms understiga de samhällsekonomiska intäkterna. (I idealfallet har den punkt träffats där de marginella kostnaderna för ytterligare åtgärder skulle börja överstiga de marginella intäkterna av dessa åtgärder). Det innebär också att kostnaderna för nästa reningssteg med dagens teknik, kostnader och värderingar ansetts överstiga intäkterna och därför inte bör genomföras. Det förutses emellertid att det med tekniska förbättringar kommer att bli samhällsekonomiskt lönsamt att gå även detta steg. Om avgiften på restutsläppen anpassas till nuvarande kostnader för denna ytterligare rening kan det innebära att åtgärder drivs fram som inte bedömts lönsamma. Kostnaderna för den teknik som väntas göra ytterligare rening lönsam är i ett sådant fall givetvis inte kända men troligen lägre än dagens. Syftet är i stället att finna en avgift som speglar miljöförstöringens kostnader, vilka enligt antagna värderingar är lägre än dagens kostnader för nästa reningssteg, och så konstruerad att den stimulerar till utveckling av bättre teknik.

Utredningens slutsatser av genomgången av dessa problem är att principen om att allt ianspråktagande av naturresurser skall betalas skulle ge en kostnadsfördelning som i och för sig är önskvärd.

Utredningen konstaterar emellertid att sådana värderingsmetoder som skulle behövas som underlag för ett system med avgifter på restutsläpp inte finns till förfogande. Till skillnad från en avgift på överutsläpp kan en avgift på restutsläpp inte beräknas alltför schablonmässigt. För att en restutsläppsavgift skall kunna upplevas som någorlunda rättvisande måste den stå i god proportion till den faktiska miljöbelastningen. Utredningen understryker emellertid det angelägna i att principen om fullt kostnadsansvar för utnyttjande av naturresurser får utgöra en utgångspunkt i det fortsatta miljöpolitiska arbetet.

Som utredningen tidigare framhållit skall föreslagna och diskuterade avgiftssystem ses som kompletteringar till det system med regleringar som utredningen anser bör vara grundläggande i miljövårdsarbetet.

Regleringssystemet kan kompletteras och förbättras också på andra sätt. En väg är att förstärka den pådrivande effekten mot utveckling av effektivare miljöskyddsteknik genom att med hjälp av det intensifierade riktlinjearbetet och långtidsplaneringen i god tid avisera skärpta miljökrav. En kortare giltighetstid för tillstånd skulle också ge möjlighet till en snabbare uppföljning av nya kunskaper och ändrade värderingar och ett snabbare genomförande av önskvärda förbättringar.

Styrande avgifter och kostnadsfördelning

Enligt utredningens uppfattning bör för ianspråktagande av naturmiljön i princip gälla samma villkor som för övriga produktionsfaktorer, nämligen att ersättning skall lämnas för de uppoffringar som görs.

Överutsläpps- och restutsläppsavgifter har i olika grad styrande effekt. De utgör en väg att informera om den samhällsekonomiska värderingen av miljöförstöringens kostnader[5] och få in dessa i de företagsekonomiska kalkylerna. Samtidigt innebär de att kostnaderna för ianspråktagandet av

[5] Överutsläppsavgifterna är dock mindre hårt kopplade till värdet av de externa effekterna än restutsläppsavgifterna.

miljön i ökad utsträckning får bäras av dem som tar den i anspråk. Från kostnadsfördelningssynpunkt måste emellertid påpekas att de kostnader i form av miljöstörningar och andra olägenheter som de avgiftsbelagda överutsläppen och restutsläppen medför alltjämt också bärs av dem som drabbas. Teoretiskt skulle de drabbade kunna kompenseras med de inbetalade avgifterna. I praktiken är det däremot i stort sett omöjligt att identifiera dem och deras olägenheter av olika delar i den totala föroreningsbilden och värdera dessa olägenheter.

Ett ökat kostnadsansvar för förorenarna kan övergångsvis leda till större företagsekonomisk belastning på miljöstörande verksamheter även om de totala samhällsekonomiska kostnaderna minskar. Genom en större grad av jämställdhet mellan olika produktionsfaktorer i fråga om ersättning för uppoffringar kan dessa verksamheter få sin kostnadsbild förändrad. Lämpliga övergångstider kan dock motverka de problem som därvid kan uppstå.

Inledningsvis framhölls att såväl regleringar som ekonomiska styrmedel medför kostnader. Val av styrmedel medför således också att en viss fördelning av en del av miljöpolitikens kostnader väljs.

14.4 Kostnadsfördelning

14.4.1 *Inledning*

Vägledande för utredningens arbete, liksom för miljövårdspolitiken hittills har varit principen om att förorenaren skall betala (PPP). Utredningen har i sin genomgång av miljöpolitikens olika kostnadsslag sökt analysera effekterna av skilda fördelningar av kostnadsansvaret. Kostnadsfördelningsfrågor har också i viss utsträckning behandlats i några av delstudierna.

14.4.2 *Behandlingen av kostnadsfördelningsfrågorna i utredningens tidigare arbeten*

Svavelbetänkandet

Utredningen noterade att en styrning genom utsläppsnormer är förenlig med PPP genom att förorenaren får betala kostnaderna för utsläppsbegränsande åtgärder. Utsläppsavgifter innebär att de även får bära en finansiell kostnad för det återstående utsläppet, vilket även är förenligt med PPP. Utredningen framhöll också att styrning genom normer och avgifter ger olika kostnadsfördelning. Om ett styrmedel ger upphov till en från någon synpunkt mindre lämplig kostnadsfördelning skulle detta, enligt utredningens uppfattning inte behöva diskvalificera det aktuella styrmedlet. Eventuella negativa effekter kan angripas med miljöneutrala medel, t. ex. sysselsättningspolitiska.

Utredningen utgick också från att fördelningen av kostnadsansvaret kan ha viss styrande effekt även i fall där styrningen huvudsakligen avses ske genom regleringar. För att försök från utsläpparnas sida att minska sina kostnader inte skulle äventyra målet med svavelpolitiken föreslogs en dispensavgift. Därigenom skulle kostnadsskillnaderna mellan olja med högre och lägre svavelhalt neutraliseras.

Endast ett fåtal remissyttranden tog upp kostnadsfördelningsfrågor. De synpunkter som framfördes gällde huvudsakligen dispensavgifterna. Det rådde enighet om att ekonomiska fördelar inte skulle få dras av tillstånd att använda olja med högre svavelhalt. Förslagen till lösningar av problemet varierade dock.

Förpackningsbetänkandet

I förpackningsbetänkandet behandlades kostnadsfördelningsfrågor i samband med en genomgång av olika ekonomiska styrmedel. De negativa effekter utredningen med utgångspunkt från kriteriet "mer än marginella effekter" ansåg skulle kunna motarbetas med styrmedel mot förpackningar var nedskräpningen. En genomgång av de diskuterade styrmedlen med hänsyn till kostnadsfördelningen visade bl. a. att det med hänsyn till problemets karaktär inte var möjligt att styra genom att utkräva kostnadsansvar av nedskräparna. De styrmedel som bedömdes effektivast, höga avgifter på engångsförpackningar eller höga panter på samtliga förpackningstyper innebär att kostnader drabbar även andra konsumenter. I högavgiftsfallet drabbas dels alla som köper engångsförpackningar, även de som lägger dem i soppåsen, av finansiella kostnader, dels drabbas de som på grund av priset övergår till returförpackningar av kostnader i form av ökat besvär. Används i stället höga panter uppstår likaledes finansiella kostnader även för dem som väljer att göra sig av med förpackningarna på fullt godtagbart sätt. Kostnader i form av minskad valfrihet och ökat besvär blir det även i detta fall. Alternativet med en låg avgift för att finansiera förebyggande åtgärder samt uppstädning innebär även det att samtliga konsumenter av engångsförpackningar får bära de kostnader nedskräparna orsakar. Såväl de finansiella kostnaderna som eventuella omställningskostnader blir dock mindre. Från nedskräpningssynpunkt effektiva ekonomiska styrmedel skulle således i detta fall kunna framstå som "orättvisa" från kostnadsfördelningssynpunkt. Motsvarande gäller för en låg finansieringsavgift, som dock blir betydligt mindre märkbar. En avgiftsbeläggning av förpackningar innebär att kostnaderna bärs av potentiella förorenare, inte enbart av de verkliga förorenarna.

De remissyttranden som berörde kostnadsfördelningsfrågor tog upp just rättviseaspekten. Naturvårdsverket fann inte den föreslagna låga finansieringsavgiften på dryckesförpackningar motiverad eftersom den varken uppfyllde PPP eller hade styrande effekt. En del förordade en utvidgning av avgiften till även andra potentiella skräpobjekt, medan andra fann det felaktigt att samtliga konsumenter skulle få betala de kostnader som ett antal nedskräpare förorsakar.

Industripromemorian

Utredningen behandlade i industripromemorian frågan om kostnadsfördelning med utgångspunkt i PPP, uttryckt som en skyldighet för förorenaren att dels betala åtgärder för att motverka föroreningar, dels ersätta eventuella skador. Sedan statsbidragen till miljöskyddsåtgärder inom industrin till största delen avskaffats föreligger nu direkt kostnadsansvar för industrin för

egentliga miljöskyddsåtgärder. I promemorian framhölls att det dessutom finns i huvudsak tre områden där förorenaren inte svarar för kostnaderna. Dessa är kostnaderna för prövning av verksamheten inklusive viss undersökningsverksamhet till grund för beslut, kostnaderna för myndigheternas tillsyn samt kostnaderna för de skador restutsläppen förorsakar.

Avgifter på utsläpp diskuterades i första hand som ett generellt styrmedel och som komplement till miljöskyddsvillkor, fastställda vid individuell prövning. Ett sådant styrmedel skulle dock även innebära att kostnader för restutsläpp lades på förorenaren.

Från kostnadsfördelningssynpunkt togs i promemorian upp prövnings- och tillsynskostnaderna. Möjligheterna att överföra ansvaret för dessa kostnader till förorenaren genom en ren finansieringsavgift framhölls. Det konstaterades också att restutsläpp, även om de av olika skäl accepterats, i många fall medför skador. I promemorian uttrycktes därvid uppfattningen att kostnadsansvaret för sådana skador och olägenheter åligger förorenaren, men att det ofta är svårt att fastställa storleken av och kostnaderna för dessa skador. Frågan om avgifter för att täcka denna typ av kostnader behandlades inte vidare i promemorian.

Remissinstansernas syn på en utvidgning av förorenarnas kostnadsansvar varierade. Naturvårdsverket fann, som tidigare nämnts, att avgifter på restutsläpp inte kunde bli aktuella inom de närmaste åren. Däremot ansåg verket att förorenarens kostnadsansvar för prövning, undersökning och tillsyn för närvarande var av betydligt större intresse. En utvidgning av det tidigare begränsade kostnadsansvaret för undersökning i samband med prövning fann verket stämma väl överens med vad som i viss mån redan gäller vid prövning enligt 136 a § BL och vad som diskuterades i samband med införandet av PNI-programmet.[6] Synsättet återfinns också i AKA[7]-utredningens betänkanden.

Naturvårdsverkets uppfattning delades av bl. a. riksrevisionsverket, som fann det i linje med avgiftsbeläggning av annan statlig verksamhet, samt statskontoret och vissa länsstyrelser.

Andra länsstyrelser förordade oförändrad finansiering av prövnings- och tillsynsverksamheten. Koncessionsnämnden redovisade också en negativ inställning till förslaget. Delvis synes avstyrkandet ha sin grund i benämningen koncessionsavgifter i förslaget. Nämnden fann det orimligt att avgiftsbelägga en typ av tillståndsprövning medan andra förblev avgiftsfria. Ett sådant förfarande skulle snedvrida valet av prövningsförfarande, menade nämnden. Nämnden ansåg sig dock böra avstyrka avgifter även med en neutral utformning med hänsyn till den hämmande effekt rent allmän på prövningsbenägenheten som en sådan avgift skulle kunna ha.

Industriförbundet hörde också till de remissorgan som motsatte sig en omfördelning av prövnings- och tillsynskostnaderna.

[6] Principprogram för undersökning av naturförhållanden vid vissa industrilägen. Ds B 1974:2.

[7] Använt kärnbränsle och radioaktivt avfall. SOU 1976:30, 31 och 41.

14.4.3 *Kostnadsfördelningsproblemet. Slutsatser*

Principen om förorenarens kostnadsansvar PPP har länge varit erkänd i svensk miljövårdspolitik. Sedan statsbidragen till miljöskyddsåtgärder inom industrin i stort sett upphört, tillämpas principen också i stor utsträckning med avseende på kostnaderna för miljöskyddsåtgärder. Statsbidrag utgår

dock alltjämt till kommunala avlopsreningsverk.

En utsträckning av förorenarens kostnadsansvar till att avse flera av de kostnader som förorsakas av att miljöstörande verksamhet bedrivs, får olika effekt, beroende på vilka kostnader som väljs. Om kostnadsansvaret utsträcks till att gälla myndighetskostnaderna, dvs. kostnaderna för prövning, tillsyn, forskning och undersökning blir resultatet i första hand enbart en omfördelning av kostnaderna. Om förorenaren åläggs att betala för överutsläpp och restutsläpp blir resultatet, som visats i föregående avsnitt, främst en styrande effekt. Förorenaren får visserligen betala för de skador som utsläppen kan förorsaka, men de som drabbas av skadorna bär alltjämt också kostnaderna i form av skador och olägenheter.

En lösning för att nå en så rättvis fördelning som möjligt av miljöpolitikens olika kostnader och samtidigt söka minska de totala kostnaderna kan således vara att tillämpa principen om förorenarens kostnadsansvar fullt ut genom att komplettera kostnadsansvaret för de åtgärder som föreskrivs i tillståndsprövning o. dyl. med avgifter för att täcka resterande kostnader.

Utredningen har i kapitel 3 i detta betänkande överslagsmässigt beräknat myndighetskostnaderna på miljövårdsområdet, dvs. delkostnaderna 1 och 3. Dessa kostnader omfattar naturvården i vid bemärkelse. En inte obetydlig del av dem förorsakas dock av förekomsten av miljöstörande verksamhet. Kostnader för tillståndsprövning, tillsyn samt viss forskning och undersökning hör hit.

Utredningen har i ett räkneexempel sökt göra ungefärliga bedömningar av de direkta kostnader som förorsakas av olika prövnings- och tillsynsärenden enligt miljöskyddslagen. Indirekta kostnader som lokalhyra, allmän administrativ service och andra kringkostnader har utelämnats. Kostnaderna i exemplet grundar sig därför på beräknad resursåtgång för den direkta hanteringen i länsstyrelse, naturvårdsverk och koncessionsnämnd av olika typer av ansökningar och anmälningar samt tillsyn enligt miljöskyddslagen, fördelade på antalet ärenden av respektive slag samt på antalet anläggningar som är föremål för tillsyn. Det bör understrykas att tillsynsavgifterna grundas på nuvarande omfattning av tillsynen, vilken samstämmigt anses otillräcklig. Tillägg med ca 50 procent har gjorts för forsknings- och undersökningskostnader.

Anmälningsärenden och dispensärenden som prövas av länsstyrelsen kostar i genomsnitt 7 500 kronor. En dispensprövning kostar ca 50 000 kronor, medan kostnaderna för omprövning, t. ex. vid ändringar i verksamheten beräknas till ca 10 000 kronor. För tillståndsprövning i koncessionsnämnden beräknas ca 100 000 kronor. Beräkningarna hänför sig huvudsakligen till förhållandena 1976. Antalet ärenden var då

Anmälningsärenden	2 054
Dispensärende länsstyrelse	417
Dispensärenden naturvårdsverket	120
Dispensärenden naturvårdsverket (ändringar)	42
Koncessionsärenden	114

Tillsynskostnaderna beräknas belöpa sig till ca 3 000 kr årligen för verksamheter under §§ 2 och 5 i miljöskyddskungörelsen och ca 1 000 kronor för verksamheter under § 3. Antalet anläggningar i de båda kategorierna var 1976

drygt 5 600 respektive nära 3 600.

Med nuvarande omfattning på prövning, tillsyn och behandling skulle den sammanlagda årliga kostnaden röra sig om ca 60 milj. kronor.

Fördelningen av delkostnad 2, kostnader för att förhindra miljöstörningar, sker redan i dag i stort sett enligt principen om förorenarens kostnadsansvar.

Utredningen har i det föregående av flera skäl tagit avstånd från en mera generell användning av subventioner som styrmedel, men anser att de kan vara befogade i vissa fall. Subventioner strider mot principen om att förorenaren skall betala. De ger inte förorenaren en korrekt uppfattning om de kostnader som är förenade med verksamheten och kan alltså leda till beslut som från allokeringssynpunkt är mindre lämpliga. Som framgått av naturvårdsverkets remissyttranden kan de också få en bromsande effekt om de har generell och kontinuerlig karaktär. Angelägna investeringar riskerar att skjutas på framtiden i avvaktan på bidrag om anslagen till bidrag som utgår generellt är otillräckliga i förhållande till investeringsbehoven. Utan bidrag skulle troligen många sådana nödvändiga investeringar genomföras t. ex. genom omprioriteringar inom kommunen.

Subventioner är dock, enligt utredningens uppfattning, befogade i vissa situationer. I de fall det är angeläget att föra ut information om att vissa åtgärder vanligen är lönsamma att genomföra kan bidragsgivning i vissa fall fungera som ett informationsmedel. Vid utformningen av bidragen bör informationsaspekten betonas genom en tidsbegränsning av bidragstiden.

Andra skäl för bidragsgivning kan vara att de subventionerade åtgärderna även ger intäkter i form av positiva externa effekter som t. ex. kunskaper och erfarenheter som kan nyttiggöras i liknande fall. Subventioner till försöksanläggningar är därför enligt utredningens uppfattning motiverade. Samma uppfattning gäller för återställning av förstörd miljö, som närmare utvecklas i det följande.

Av sysselsättnings- eller regionalpolitiska skäl kan det också finnas anledning att från samhällets sida stödja sådana anläggningar, där de åtgärder som fordras för att anläggningen skall få drivas är alltför kostnadskrävande. Det rör sig emellertid då inte om något miljöpolitiskt styrmedel utan om ett regional-politiskt sådant. Motivet för sådana subventioner är de samhällsekonomiska vinster det kan medföra att bibehålla anläggningen i fråga.

Kostnader för återställning av förstörd miljö kan fördelas på olika sätt med hänsyn till bakgrunden till restaureringsbehovet.

I de fall återställningsbehov i samband med ett miljöingrepp direkt kan förutses och omfattningen ungefärligt bedömas, kan återställning krävas som ett villkor för tillstånd som t. ex. i fråga om grustäkt. I andra fall kan allmänna underhålls- eller återställningsbehov (ex. kalkning) eller ej förutsedda behov (ex. restaurering efter tillåtna utsläpp) ses som en samhällets uppgift.

Restaureringsbehov till följd av olagliga utsläpp där förorenaren kan identifieras och ställas till ansvar bör helt bekostas av förorenaren.

Den vanligaste formen av restaureringsbehov gäller emellertid sådana fall där miljö förstörts genom utsläpp och där de som förorsakat skadorna inte kan identifieras och/eller ställas till ansvar.

Här kan alltså inte principen om förorenarens kostnadsansvar följas. Utredningen har där i stället diskuterat en sådan lösning att de som får

intäkterna av åtgärden också skall svara för kostnaderna för den. De som får intäkterna kan ibland identifieras som en viss grupp människor, geografiskt eller på annat sätt avgränsade, ibland kan intäkterna sägas tillfalla samhället – antingen hela nationen eller än mer vidsträckt. En kombination av intäktstagare är givetvis vanlig. Den praktiska tillämpningen av denna princip skulle enligt utredningens diskussioner bli att en restaurering av förstörd miljö, t. ex. en sjö, skall bekostas av dem som främst får intäkterna av åtgärden. Av administrativa skäl får den berörda gruppen oftast anges som en eller eventuellt flera kommuner. Subventioner kan däremot vara berättigade för åtgärder med positiva effekter utanför kommungränserna, t. ex. försöksprojekt där kunskap görs tillgänglig för landet som helhet, projekt av riksintresse – ofta projekt av vetenskaplig karaktär, eller då prioriteringar mellan projekt måste göras för landet som helhet. Subventionen kan då ses som betalning för något samhället önskar få utfört.

14.4.4 *Kostnadsfördelningsproblemet. Ställningstagande*

Utredningen anser att det från kostnadsfördelningssynpunkt är lämpligt att belägga tillståndsprövning och tillsyn enligt miljöskyddslagen med avgifter för att täcka de direkta myndighetskostnaderna för denna verksamhet. Till dessa kostnader bör även föras forsknings- och undersökningsverksamhet som erfordras för behandling av sådana frågor. En omläggning enligt samma principer av de registreringsavgifter som utgår enligt lagen om hälso- och miljöfarliga varor bör också övervägas.

Med anledning av de farhågor som i en del remissvar yttrats om negativ påverkan på benägenheten att söka tillstånd vill utredningen hänvisa till en studie av riksrevisionsverket om avgiftsbeläggning i statlig verksamhet.[8] Studerade myndigheter har delats upp med hänsyn till verksamheternas karaktär. Reglerande myndigheter är enligt denna indelning sådana vars verksamhet består av tillsyn, kontroll, tillståndsgivning etc. Efterfrågan på dessa myndigheters prestationer är styrd av lagar och förordningar. Utrymmet för variationer i efterfrågan till följd av avgiftsbeläggning är därför mycket begränsat. Riksrevisionsverket påpekar att den som är underkastad en sådan myndighets tillsyn, kontroll eller tillståndsgivning inte har möjlighet att avstå från den. Verket utesluter dock inte möjligheten att avgifter undantagsvis kan påverka efterfrågan. Sådana undantag skulle då vara dels fall där avgiften upplevs så negativt att omfattningen av de samhällsaktiviteter som regleras blir påverkad, dels fall där någon olagligt avstår från t. ex. prövning. Verkets huvudintryck av studien är dock att påverkan på efterfrågan från avgifter på reglerande myndigheters prestationer i stort sett saknas. Sådan verksamhet utgör ca 1/3 av den nu avgiftsbelagda verksamheten. Slutsatsen gäller såväl den totala efterfrågan på tillsyns- och kontrollprestationer som dess fördelning på olika avnämarkategorier.

De tal som redovisas för olika slag av prövning och tillsyn avser genomsnittskostnader för olika ärendetyper. Vid avgiftsuttag måste avgifterna givetvis differentieras med hänsyn till omfattningen av det arbete som läggs ner på t. ex. en ansökan. Utredningen anser emellertid inte att någon form av "tidskrivning" för det enskilda ärendet skall tillämpas. I stället bör schabloner för avgiftsuttag fastställas, där prövningsärenden etc. grupperas med hänsyn

[8] Riksrevisionsverket. Avgiftsbeläggning i statlig verksamhet – nuläge och utvecklingsmöjligheter. Dnr 1977:672

till kriterier som ärendets omfattning, verksamhetens art, underlagets fullständighet etc. Kriterierna bör utformas så, att en relativt säker bedömning av kostnaderna kan göras i förväg. Genom att beslutsunderlaget ges en viss inverkan på prövningskostnaden, och tillsynskostnaderna föreslås bli bedömda med hänsyn till bl. a. möjligheterna till automatiska eller i övrigt enkla mätmetoder bör även denna avgift, som främst är av finansieringstyp, kunna ges en viss styrande effekt genom att uppmuntra till fullständigare beslutsunderlag och utveckling av mätmetoder.

Enligt utredningens uppfattning bör en prövnings- och tillsynsavgift kunna införas inom en relativt kort tid. Efter ett principbeslut om en sådan avgift återstår detaljutformning i form av mer detaljerade kostnadsberäkningar och fastställande av olika avgiftsklasser samt utarbetande av uppbördssystem.

De beräknade prövningskostnaderna inbegriper som nämnts också viss del av kostnader för forskning och undersökning. Genom ökad satsning på forskning rörande miljöeffekter som underlag för vägledande riktlinjer kommer på sikt behovet av undersökningar i det enskilda fallet att minska. Till viss del rör det sig alltså här om en kostnadsomfördelning.

Utredningen vill även understryka att ingen av de föreslagna avgifterna är avsedda att specialdestineras till miljöskyddsåtgärder. Enligt utredningens uppfattning bör miljövårdens behov vägas mot andra samhällsbehov. Avsikten med den särskilda avgiften på överutsläpp är således inte att skapa extra medel utan att motverka otillåtna utsläpp. Finansieringsavgiften är ett medel att åstadkomma en kostnadsfördelning som bättre stämmer mot principen om förorenarens kostnadsansvar.

15 Utredningens förslag

15.1 Sammanfattning av utredningens ställningstaganden och förslag

De slutsatser utredningen dragit av sina olika studier och remissbehandlingen av dem har lett fram till dels ett antal preciserade förslag, dels rekommendationer och synpunkter som det enligt utredningens uppfattning är angeläget att beakta och vidareutveckla i det fortsatta miljöpolitiska utredningsarbetet.

Utredningens direkta förslag omfattar

främjande av forskning rörande samhällsekonomisk värdering av miljöpolitikens kostnader och intäkter

införande av en särskild avgift på överutsläpp som komplement till den tillståndsprövning som även fortsättningsvis föreslås vara det centrala styrmedlet

längre gående tillämpning av principen om förorenarens kostnadsansvar genom införande av en prövnings- och tillsynsavgift, bestående av en engångsdel och en årlig del.

Utredningen avvisar specialdestination av de medel som tas in via de föreslagna avgifterna.

I sin genomgång av styrmedel har utredningen funnit övervägande skäl tala mot en mera generell användning av subventioner. De kan dock vara befogade i sådana fall då de subventionerade åtgärderna medför intäkter utanför den kostnadsbärande gruppen (kommunen etc.). Det innebär att t. ex. återställningsprojekt av regionalt eller nationellt intresse och försöksanläggningar helt eller delvis bör finansieras över statsbudgeten. Även tidsbegränsade insatser för att föra ut information om att vissa åtgärder vanligen är lönamma att genomföra och därmed påskynda en önskvärd utveckling kan vara motiverade. Stöd till miljövårdsåtgärder kan också vara motiverat i regionalpolitiska fall. Subventionen är i sådana fall inte ett miljöpolitiskt styrmedel.

Utredningen har också under sitt arbete blivit övertygad om behovet av en långtidsplanering av miljövårdsarbetet. Utredningen har därvid avsett politiskt fastställda, övergripande långtidsplaner för avvägningar mellan miljövårdskrav och behoven inom andra samhällssektorer och för avvägningar mellan miljövårdens olika områden. Beslutsunderlag för dessa långtidsplaner skulle enligt utredningens bedömningar utgöras av sammanställningar av kunskaper om miljöeffekter, miljöskyddsteknik och miljöskyddskostnader, resultatredovisningar av tidigare genomförda miljövårdsåtgärder samt en

precisering av de värderingar som måste göras politiskt. Med ledning av långtidsplanerna skulle sedan bl. a. riktlinjer för miljöskyddskrav inom olika verksamheter utarbetas till stöd vid tillståndsprövning och tillsyn. Dessa riktlinjer får ses som en form av förmedling av kunskaper och information om förhållanden i normalfallet. Den kunskap som behöver tas fram i det enskilda fallet kan då begränsas till förhållanden som är speciella just i detta fall.

Under våren 1978 tillsattes en kommitté för att utarbeta riktlinjer för den framtida naturresurs- och miljöpolitiken. En central uppgift för denna kommitté är att utarbeta ett system för långsiktig planering på miljövårdsområdet. Utredningen har därför begränsat sig till att redovisa sin syn på syftet med en sådan planering, och de krav på ett sådant system som utredningen under sitt arbete funnit väsentliga.

Utredningen vill dock framhålla det angelägna i att en långtidsplanering av det slag utredningen förordat kan inledas snart.

Utredningen har också uppmärksammat frågan om sambandet mellan arbetsmiljö och yttre miljö och funnit det önskvärt att denna fråga dels ägnas kontinuerlig uppmärksamhet, dels utreds i lämpligt sammanhang.

Utredningen har också i sina diskussioner om styrmedel och om tillämpning fullt ut av principen om förorenarens kostnadsansvar behandlat frågan om avgifter på restutsläpp. Utredningen har därvid konstaterat att sådana utsläpp liksom andra ingrepp som tillåts i tillståndsprövningen i allmänhet förorsakar kostnader i form av miljöpåverkan. Med hänsyn till de värderingsmetoder som skulle behövas som underlag för ett system med avgifter på restutsläpp saknas, har utredningen inte lagt fram något förslag om sådana avgifter. Utredningen anser det dock angeläget att hithörande problem uppmärksammas i det fortsatta miljöpolitiska arbetet.

Tillämpningen av principen om förorenarens kostnadsansvar bör enligt utredningens uppfattning leda till att restaureringsbehov till följd av olagliga utsläpp där förorenaren kan identifieras och ställas till ansvar helt bekostas av förorenaren.

15.2 Genomförande av utredningens förslag

15.2.1 *Inledning*

Genomförandet av utredningens förslag har olika tidsdimensioner. Den miljöekonomiska forskningen bör inledas omedelbart. Detsamma gäller förberedelsearbetet för prövnings- och tillsynsavgiften samt den särskilda avgiften på överutsläpp. Införandet av avgifterna, däremot, kräver en viss övergångstid, med hänsyn till dels den detaljutformning som återstår att göra, dels den tid för anpassning till nya förhållanden som krävs för att övergångsproblemen skall bli så små som möjligt.

15.2.2 *Miljöekonomisk forskning*

Utredningen har inte lagt fram något konkret förslag om organisationen av denna forskning, men har redovisat de utgångspunkter som bör gälla. Utredningen har därvid pekat på forskningens tvärvetenskapliga karaktär,

behovet av kontinuitet och av styrningsmöjligheter för miljövårdsmyndigheterna. Utredningen har sett ett för en femårsperiod anvisat anslag via t. ex. anslaget för miljövårdsforskning som en möjlig väg. Enligt utredningens uppfattning medför även direktiven till kommittén för riktlinjer för den framtida naturresurs- och miljöpolitiken behov av miljöekonomiska forskningsinsatser.

Utredningen har beräknat de årliga personalkostnaderna för den föreslagna miljöekonomiska forskningsverksamheten till 0,7 milj. kronor i 1978 års kostnadsläge.

15.2.3 *Prövnings- och tillsynsavgift*

Den föreslagna prövnings- och tillsynsavgiften bör kunna införas på relativt kort sikt. Det arbete med utformning i detalj av avgiftssystemet som behövs bedömer utredningen kunna slutföras på 1 à 1 1/2 år. Det innebär, som tidigare nämnts, en noggrannare kostnadsberäkning än den utredningen kunnat genomföra. Därvid bör också hänsyn tas till behovet av en intensifierad tillsynsverksamhet. Vidare krävs en omsorgsfull genomgång av tidsåtgång för olika typer av prövnings- och tillsynverksamhet och av faktorer av särskild betydelse för verksamhetens fördröjande eller underlättande. Med utgångspunkt i detta material bör sedan schabloner för avgiftsuttag fastställas och de kriterier anges, efter vilka avgiftsstorlek skall bedömas. I arbetet krävs medverkan från prövnings- och tillsynsmyndigheterna, dvs. koncessionsnämnd, naturvårdsverk och länsstyrelse. Dessutom fordras biträde av expertis på avgifter i statlig förvaltning, dvs. riksrevisionsverket och riksskatteverket. Utredningen föreslår att principbeslut fattas om att införa avgift på prövnings- och tillsynsverksamhet enligt miljöskyddslagen, lagen om hälso- och miljöfarliga varor samt 3 § lagen om förbud mot dumpning av avfall i vatten och att naturvårdsverket i samarbete med övriga berörda myndigheter ges i uppdrag att utarbeta förslag till avgiftssystem.

15.2.4 *Särskild avgift på överutsläpp*

Förslaget om särskild avgift på överutsläpp kräver längre tid för sitt genomförande. Med hänsyn till den utformning i detalj som erfordras för ett sådant system och den föreslagna anknytningen till riktlinjearbetet samt den övergångsperiod som är nödvändig bör en 3–5-årsperiod beräknas för genomförandet. Det är emellertid angeläget att principbeslut om avgiften fattas redan nu för att utvecklingsarbetet skall kunna inledas och beslutet aviseras i god tid före genomförandet.

Utredningen har vid sina diskussioner i huvudsak behandlat miljöstörningar från verksamheter som prövas enligt miljöskyddslagen. I samband med utvecklingen av överutsläppsavgifter på sådan verksamhet bör även motsvarande avgiftssystem övervägas för verksamheter som regleras av lagen om hälso- och miljöfarliga varor och lagen om dumpning av avfall i vatten.

Utredningen föreslår att principbeslut fattas om införandet av avgift på överutsläpp och om ungefärlig tidpunkt för dess ikraftträdande, samt att detaljutformningen omedelbart inleds. Med hänsyn till detta arbetes mera

långsiktiga karaktär samt dess anknytning till såväl miljöforskning som naturvårdsverkets riktlinjearbete samt miljöekonomisk forsknings- och utvecklingsverksamhet föreslår utredningen att statens naturvårdsverk i samarbete med koncessionsnämnden, länsstyrelsen, riksrevisionsverket och riksskatteverket skall svara för utformningen av system för särskilda avgifter på överutsläpp. I detta arbete bör även vissa av resurserna för miljöekonomisk forskning kunna utnyttjas.

15.3 Konsekvenser av utredningens förslag

Utredningens förslag syftar till att de totala samhällsekonomiska kostnaderna för miljöpolitiken skall minskas genom att val av mål och medel efter hand görs med bättre kännedom om miljöpolitikens olika kostnader och intäkter. Detta åstadkoms dels genom att den miljöstörande verksamhetens kostnadsansvar ökas, dels genom att de miljöpolitiska beslutsprocesserna förändras, vilket i synnerhet blir fallet vid genomförande av en långtidsplanering på miljöområdet. Vidare kommer genom en satsning på miljöekonomisk forskning kunskapsbristen i fråga om miljöpolitikens kostnader och intäkter att minska.

Även om de samhällsekonomiska kostnaderna för miljöpolitiken minskas kan utredningens förslag leda till ökade kostnader för olika miljöstörande verksamheter med därav följande problem. Utredningen är medveten om detta förhållande, men har inte funnit det vara något skäl mot sina förslag. En av utredningens grundtankar har varit att ianspråktagande av resurser i form av miljö på samma sätt som då det gäller kapital och arbetskraft bör belasta den aktuella verksamheten i form av en kostnad. Samtliga produktionsfaktorer har ett alternativvärde. Denna ändrade inställning, som innebär en ökad jämställdhet mellan olika produktionsfaktorer i fråga om ersättningen för deras utnyttjande, kan i vissa fall leda till problem för de verksamheter som på detta sätt får sin kostnadsbild förändrad. Genom den föreslagna övergångstiden bör dock dessa problem kunna bemästras. Det bör dessutom påpekas att de samhällsekonomiska omställningskostnader som kan uppkomma bör ses mot bakgrund av framtida intäkter till följd av minskade miljöstörningar.

Utredningens förslag kommer att påverka statsfinanserna genom att både inkomster och utgifter uppstår. Enligt de beräkningar som i exemplets form gjordes i kapitel 14 skulle prövnings- och tillsynsavgifter ge en årlig inkomst på ca 60 milj. kronor. Som påpekades är dock denna beräkning i underkant samt begränsad till miljöskyddslagens område. En mer detaljerad beräkning kommer därför att ge ett högre tal, i synnerhet om också behovet av tillsyn skall tillgodoses. Utredningen bedömer att de statsfinansiella intäkterna från denna avgift snarare kommer att ligga i storleksordningen 100 milj. kronor. På utgiftssidan har beräknats 0,7 milj. kronor för den föreslagna miljöekonomiska forskningen. Därtill kommer kostnader för ökad tillsynsverksamhet, vars omfattning utredningen dock inte tagit ställning till.

15.3.1 *Statsfinansiell kalkyl*

De årliga inkomsterna i en statsfinansiell kalkyl beräknas således komma att utgöras av ca 100 milj. kronor från prövnings- och tillsynsavgifterna. Härtill får även läggas medel som tillförs genom särskilda avgifter på överutsläpp. Utgifterna beräknas uppgå till 0,7 milj. kronor för den föreslagna miljöekonomiska forskningen, vartill kommer utgifter för främst viss utvidgning av tillsynsverksamheten.

Det bör observeras att de influtna avgifterna inte är intäkter i samhällsekonomisk mening utan utgör en transferering. I den samhällsekonomiska kalkylen bör i stället framtida allokeringsvinster till följd av en bättre miljöpolitik räknas som intäkter. Mot kostnaderna, 0,7 milj. kronor samt ytterligare tillsynskostnader skall alltså ställas intäkter i form av ett bättre utnyttjande av miljöresurserna m. m., dvs. allokeringsvinster. Även den samhällsekonomiska kalkylen kommer dock enligt utredningens bestämda uppfattning att ge ett positivt resultat.

Särskilda yttranden

1 Av experten *Bo Helmerson*

Arbetet inom MIKO har resulterat i fyra delbetänkanden, Begränsning av svavelutsläpp – en studie av styrmedel (SOU 1974:101), Effekter av förpackningsavgiften (SOU 1974:44), Dryckesförpackningar och miljö (SOU 1976:35) samt Miljöskyddet inom industrin – en analys med utgångspunkt i massa- och pappersindustrin. De har alla undergått sedvanlig remissbehandling.

I samtliga delbetänkanden har diskuterats bl. a. olika "miljöavgifter". Av störst betydelse härvidlag är möjligen det förstnämnda betänkandet. Här sökte MIKO väga för- och nackdelar hos två olika miljöpolitiska system: produktnormer-regleringar å ena sidan, miljöavgifter å den andra. Avvägningen gjordes med tillämpning på ett tämligen enkelt och väl definierat utsläpp – svavel.

I sin slutgranskning fann utredningsmajoriteten att det förelåg påtagliga svårigheter att med avgifter uppnå de begränsningar av utsläppen som eftersträvades. Vidare uppmärksammades de stora omställningsproblem som kunde väntas uppkomma om detta ekonomiska styrmedel infördes.

Utredningen menade, att avgiftssystemet teoretiskt sett har vissa fördelar. Vid en fullkomlig fungerande marknadshushållning skulle utsläppen reduceras till den nivå där gränskostnaden för reduktion är lika med avgiften. *I verkligheten* finns dock enligt utredningen en mängd faktorer som stör denna bild. Inte minst gäller det här frågan om olika ofullständigheter i marknaderna.

En klar majoritet av remissinstanserna gick på utredningsmajoritetens linje. Förutom Industriförbundet t. ex. naturvårdsverket, koncessionsnämnden och flertalet länsstyrelser.

I Miljöskyddet inom industrin har utredningen ytterligare preciserat och utvecklat sitt tänkande om den långsiktiga miljöskyddspolitiken. Också här diskuteras två huvudvägar. Det första alternativet är det nuvarande systemet med ett utvidgat system med riktlinjer för föroreningsutsläpp. I det andra valdes avgifter för föroreningsutsläpp (utsläppsavgifter) som komplement. Dessutom diskuteras här ett system med avgifter för berörda myndigheters prövning och tillsyn (finansieringsavgifter), vilket kunde kombineras med de båda huvudalternativen.

Så gott som samtliga remissinstanser avstyrkte också denna gång tanken på avgifter på utsläppen – med hänsyn till bl. a. stora svårigheter vid omställning. De flesta länsstyrelser liksom koncessionsnämnden och industrin

avvisade även tanken på prövnings- och tillsynsavgifter.

Behandlingen av delbetänkandet "Effekter av förpackningsavgiften" gav samma resultat. Också här ställde sig så gott som samtliga remissinstanser negativa till ett diskuterat avgiftssystem och instämde därmed i utredningens – denna gång – enhälliga slutsats.

Mot bakgrund av denna exposé över utredningens egna och remissinstansernas avståndstagande från avgifter är det nu märkligt att utredningen gör en helomvändnig vad gäller sin syn på denna fråga. Förundran blir inte mindre när man konstaterar att *intet som helst nytt material tillförts utredningen som skulle kunna tala för miljöavgifter*. De teoretiska – och föga realistiska – argument för avgifter som nu upprepas i avslutningskapitlen har varit i svang sedan 60-talet. De har ej vunnit i styrka sedan dess. I själva verket är avgifter som styrmedel i dag – med den kvalificerade miljöpolitik vi eftersträvar – mindre lämpliga än någonsin.

Utredningens ställningstagande är därför oförklarligt. Det saknar stöd inte bara i det hittillsvarande arbetet inom MIKO och reaktionerna på det. Det är också utan förankring i den miljöverklighet som myndigheter och företag arbetar i.

Bortsett från den principiella trosbekännelsen innehåller utredningen två konkreta förslag till avgifter på miljöområdet. Det första gäller s. k. prövnings- och tillsynsavgifter – medan det andra förslaget gäller avgifter på s. k. överutsläpp.

Intäkterna från den första avgiftskategorin beräknas till 60 Mkr/år. Det utgör alltså det extrabelopp med vilket statskassan skall förstärkas. Som företrädare för den berörda industrin måste jag emellertid bestämt avråda från en sådan avgiftsbeläggning av kontakterna mellan tillsynsmyndigheter och företag.

Den kontinuerliga kontakten mellan förorenare och tillsynsmyndighet är ett av de viktigaste inslagen i miljöpolitiken. En avgiftsbeläggning av tillsynen skulle sannolikt drastiskt minska företagens benägenhet till sådana kontakter. Erfarenheterna av liknande avgifter t. ex. inom vattenrättskipningen är härvidlag inte uppmuntrande.

Från allmän miljösynpunkt är det angeläget att miljöfarlig verksamhet i största möjliga utsträckning underkastas en prövning där möjligheterna till reningsanordningar och ändringar etc. blir allsidigt belysta. Det är lika angeläget att kontinuerligt med ansvarig myndighet få diskutera – i förekommande fall få prövade – idéer och uppslag om teknikförbättringar både på produktions- och miljöskyddssidan i pågående tillverkningsprocesser. Detta kan ibland kräva omprövning av tillstånden. Det måste vara orationellt att motverka sådana förbättringsinitiativ genom att avgiftsbelägga prövningen och därmed höja priset för dem.

Med den spännvidd som miljöskyddslagen har blir det för tillstånd och tillsyn vidare nödvändigt att jämföra företag av de mest skilda slag, från det största till det minsta inom nästan alla områden av näringslivet. Det blir svårt att sätta rättvisande avgifter.

Det återstår slutligen att visa vilka motiv som – i nuvarande konjunktur – kan motivera den extra belastning på kommuner och vissa industribranscher som förslaget innebär. Hittills har MIKO (och riksdagen) konsekvent avvisat denna godtyckliga beskattning.

Avgifter på s. k. överutsläpp är MIKOs andra innovation. Också från detta måste jag bestämt avråda – av såväl praktiska som miljöpolitiska skäl.

Den praktiska huvudinvändningen mot förslaget är att det bygger på felaktiga utgångspunkter. Utredningen tycks ha utgått ifrån att besluten i miljöskyddsärendena alltid innehåller kvantitetsuppgifter från vilka "överutsläppens" storlek kan beräknas. Så är emellertid ingalunda alltid fallet. I växande utsträckning innefattar såväl koncessionsnämndens som naturvårdsverkets beslut i tillståndsfrågor icke direkta kvantitetsuppgifter, men föreskrifter om miljöteknik, reningsprocedurer etc. som företagen skall ta på sig. Sedan åligger det företagen att se till att dessa anordningar fungerar. Här saknas alltså i besluten de uppgifter som är nödvändiga för en beräkning av "överutsläppen". I ett betydande antal fall är gränsen relaterad till produktionsvolymen, ibland per månad eller längre perioder. Är det utredningens mening att alla dessa beslut skall rivas upp och göras om för att få fram underlag för avgiftsberäkningar? Eller ska de företag som underkastar sig denna beslutsform vara undantagna från avgifterna?

En annan viktig invändning är uppenbarligen att också överutsläppsavgiften kommer att verka hämmande på företagarnas spontana kontakter med tillsynsmyndigheterna. Genomförs idén blir det inte fråga om att gemensamt rådslå om och råda bot på förekommande missöden och överutsläpp. Samrådet ersättes utav ett taxeringsförfarande – med negativ effekt för miljön.

En annan praktisk invändning är att vissa förorenare kan förväntas i första hand inrikta sina ansträngningar på att begränsa utsläppen till de delar som är direkt avgiftsbelagda. För en sådan inriktning av miljövårdsarbetet lär i vart fall inga ekologiska skäl kunna åberopas.

De praktiska svårigheterna att införa överutsläppsavgifter ter sig också stora. Rimligen blir det nödvändigt att först fastställa en generell avgiftsnivå för var och en av de olika typer av utsläpp som kan förekomma. Nivån nåste vara rimligt anpassad till varje ämnes relativa miljöfarlighet. Därefter måste följa en individuell prövning av avgiftsnivån för varje enskilt utsläpp. Hänsyn måste tas till utsläppets lokalisering, förekomsten av flera samtidiga föroreningar, recipienternas olika förmåga till självrening etc. Sannolikt krävs sedan kontinuerliga justeringar av avgifterna. Allt detta kräver stora administrativa resurser.

Härtill kommer, att de tekniska möjligheterna att mäta utsläppen ännu är bristfälligt utvecklade. Utredningens alternativ med avgifter kommer därför tveklöst att leda till en insats på mätningar av utsläppsmängder, debiteringskontroll, revision av mätinstrument och analysmetoder som knappast kan vara kostnadseffektiv och ej heller gagna miljövården. Det kan tvärtom komma att bromsa utvecklingen av den egentliga miljövården inom industrin på ett olyckligt sätt.

Av anförda skäl måste jag – som expert i utredningen – bestämt avråda från bindande principbeslut i avgiftsfrågorna. De må gärna utredas vidare. Varje konkret undersökning lär ge ökad tyngd åt de invändningar som ovan framförts. Men all anledning saknas att i dagsläget fatta principbeslut. Ingen tid förloras om vi låter de konkreta förutsättningarna avgöra ställningstagandena. Låt oss utreda förutsättningarna först – besluta sedan.

2 Av experten *Eric Olerud*

Utredningen har i sina slutliga ställningstaganden inte funnit anledning föreslå avgifter som grundläggande styrmedel för innehållande av förorenande ämnen. De avgifter som likväl föreslås, nämligen avgifter för överutsläpp samt prövnings- och tillsynsavgifter, har därför i huvudsak andra syften.

Avgifter av det sistnämnda slaget är således tämligen renodlade finansieringsavgifter. Enligt utredningen innebär de ett sätt att lägga ett större kostnadsansvar på den som förorenar. Liknande motiv kan anföras även för en avgift för överutsläpp. Genom att förorenaren får bära en del av de kostnader utsläppen förorsakar, kan man därutöver vänta att en sådan avgift även leder till ökad aktsamhet från förorenarens sida. En överutsläppsavgift blir därför också ett kompletterande styrmedel till regleringar.

Även om en avgift på överutsläpp rent teoretiskt kan infogas i ett avgiftssystem med såväl kostnadsfördelnings- som styrningseffekter måste den enligt min mening i huvudsak betraktas som en ny sanktionsform för överskridande av fastställda utsläppsnivåer. I vart fall av den som drabbas av avgiften kommer den att uppfattas främst som en påföljd besläktad med straff och skadestånd.

Det kan inte vara försvarbart att genom en avgift med föreslagen tillämpning införa ett påföljdssystem som saknar varje inslag av hänsynstagande till graden av ursäktlighet, utsläppets storlek och omständigheterna i det enskilda fallet.

Enligt min mening är det naturligare att hela frågan om avgift för överutsläpp ses enbart som ett led i samhällets strävan att skapa större respekt för gällande lagstiftning och uppställda normer. Av detta skäl bör frågan i stället kopplas samman med den översyn av miljöskyddslagen som f. n. verkställs av miljöskyddsutredningen.

Litteratur

Ahl, T-Wartiovaara, J, Flodburen transport av lösta ämnen till Östersjön från Finland och Sverige. Vannet i Norden. 1976:11

Analysis Meeting on Environmental Policies in Japan 16th–20th Nov. 1976. Report by the OECD secretariat.

Avfallsanläggningar i Sverige. Statens naturvårdsverk, publ. 1975:11

Avgiftsbeläggning i statlig verksamhet – Nuläge och utvecklingsmöjligheter.RRV Dnr 1977:672

Bilavgasundersökningar i svenska tätorter 1969–1975. SNV PM 729

Bohm, P, Samhällsekonomisk effektivitet. Uddevalla 1972

Bolin, B, Energi och klimat. Projektgruppen Energi och samhälle. Sekretariatet för framtidsstudier, 1975

Clawson, Methods of Measuring the Demand for and Value of Outdoor Recreation. Washington CC 1959

Clawson-Knetsch, Economics of Outdoor Recreation. 1966

Country Monographs prepared for the Economic Commission for Europe, Senior Advisers on Environmental problems. 1976.

Cumulative Regulatory Effects on the Cost of Automotive Transportation (RECAT). Final Report of the Ad Hoc Committee, February 28, 1972, Office of Science and Technology.

Davidson – Adams – Seneca, The Social Value of Water Recreational Facilities Resulting from an Improvment in Water Quality: The Delaware Estuary, Water Research ed. A. Kneese 1966

Development Document for Effluent Limitations Guidelines and Standard Performance. United States Environmental Protection Agency Pulp, Paper and Paperboard Industry, 1974

Dewees – Everson – Sims. Economic analysis of environmental policies. Toronto 1975

Dolan E G. The Economic Strategy For Environmental Crisis. USA 1971.

Dybern, B, Föroreningssituationen i Nordsjön och Östersjön. Sveriges Natur. Årsbok 1974

Economic Costs and Benefits of an Antipollution Project in Italy. Special Issue for the U.N. Conference on the Human Environment, Stockholm, June 5–16, 1972.

Economics of Transfrontier Pollution. OECD, Paris 1976.

Environmental Damage Costs. OECD, Paris 1974.

Fisher, C Peterson, F, The Environment in Economics. A Survey. Journal fo Economic Litterature. Mars 1976

Freeman A M – Havemam R A – Kneese A V. The Economics of Environmental Policy. USA 1973:

Fonselius, S, Östersjön och dess föroreningsproblem. 1977

Henriksson – Nilsson, Trummen – Samhällsekonomisk värdering av en sjörestaurering, 3-betygsuppsats i nationalekonomi. Växjö 1970

Hjalte, K, Sjörestaureringens ekonomi, Lund 1977
Hjalte, K – Lidgren, K – Ståhl, I. Environmental Policy and Welfare Economics. Cambridge, 1977.
Hjalte, – Lidgren, K – Ståhl, I. Miljö eller miljoner? Lund, 1974.
Hjalte, K – Lidgren, K – Ståhl, I, Miljövård och samhällsekonomi, Lund 1974
Hornborgasjöutredningen. SNV PM 280
Industrin i den fysiska riksplaneringen. Gruvindustrin SIND PM 1977:1
Industrin i den fysiska riksplaneringen. Järn-, stål- och metallverk. SIND PM 1977:4
Industrin i den fysiska riksplaneringen. Skogsindustrin. SIND PM 1977:6
Industrin i den fysiska riksplaneringen. Delar av den kemiska industrin. SIND PM 1977:10
Johnsson, B. International Environmental Law. Helsingborg 1976.
Kemiska föroreningar i arbetsmiljön. Arbetarskyddsfonden, Rapport 1973:3
Kneese, AV – Ayres, RU – d'Arge RC, Economics and the Environment. Washington 1970
Livsmedelsindustrins och jordbrukets avfallshantering. IVA–rapport 52, 1973 och IVA Medd 185, 1974
Miljöeffekter och risker vid utnyttjande av energi. Energikommissionen, Grupp A. Säkerhet och miljö. 1977-10-01
Miljövårdsberedningen, protokoll nr 45 1977
Mäler, KG, Environmental Economics. Maryland 1974
Mäler – Wyzga. Economic measurement of Environmental Damage. A technical handbook. OECD. Paris 1976.
OECD. Observer Nov./Dec. 1975.
The OECD Programme on long range transport of air pollutants. OECD 1977
Pearce D W. Environmental Economics. London, 1976.
The Polluter Pays Principle. OECD. Paris 1975
Problems of Transfrontier Pollution. OECD Paris 1974
Programmes Analysis Unit, An Economical and Technical Appraisal of Air Pollution in the United Kingdom, Chilton, Dideot, Berke, 1971.
Prop. 1972:111 om hushållning med mark och vatten
Prop. 1975:46 om samhällets insatser för rekreation och turism
Prop. 1975/76:1 om programskedet i den fysiska riksplaneringen
Prop. 1977/78:31 om riktlinjer i den fysiska riksplaneringen för vissa s. k. obrutna fjällområden
Prop. 1977/78:57 om riktlinjer i den fysiska riksplaneringen för vattendrag i norra Svealand och Norrland
Propositioner till nederländska parlamentet, 1973-10-22 ang. kemiskt avfall, 1975-01-03 ang. hushållsavfall, skrotbilar och annat avfall, 1975-09-30 ang. bullerskydd
Reiling – Gibbs – Stoevener, Economic Benefits from an Improvement in Water Quality, EPA-R5-73-008.
Report of the Parliament, HMSO. London 1954.
Ridker, R. Economic Costs of Air Pollution. New York 1967.
Riktvärden för luftkvalitet – svaveldioxid och stoft. Statens naturvårdsverk, publ. 1976:8
Riktvärden för externt industribuller. Statens naturvårdsverk, publ. 1973:5
Samhällsplanering och vägtrafikbuller. Statens planverk, Rapport nr 22. Information utgiven i samverkan med naturvårdsverket, socialstyrelsen och vägverket 1972
Sjöar under påverkan. Statens naturvårdsverk, publ. 1976:2
Sjörestaurering – anvisningar angående restaurering av starkt förorenade vattendrag, SNV 1974:12
Stockholms sjöar, miljöberedningen, arbetsgruppen för sjörestaurering, Stockholm 1973

Söderström, J, Västerhavet. Diagnos – aktuella ämnesområden inom miljöforskningen. Statens naturvårdsverk, publ. 1974:1
Taxor och avgifter. Om avgiftsbelagd verksamhet vid statliga myndigheter. RRV 1976
Transporter i Sverige. Ds K 1975:4
Utdrag ur Nedeländernas författningssamling. Luftvårdslag
Walter, I, International Economics of Pollution. London 1975
Weisbrod, B, Collective Consumption Services of Individual Consumption Goal, OJE 1974
Victor, P A, Economics of Pollution. Essex 1972.
Vänern – en naturresurs. Statens naturvårdsverk 1978
Vänern, Vättern, Mälaren, Hjälmaren – en översikt och rapport. Statens naturvårdsverk, publ. 1976:1
Översiktlig beskrivning av internationella organisationers verksamhet inom miljövårdsområdet. Jordbruksdepartementet 1975.
Översiktlig kartläggning av landets vattentillgångar och vattenanvändning. Delrapport avloppsvatten. SNV PM 828, 1977
Översiktlig kartläggning av landets vattentillgångar och vattenanvändning. Delrapport vattenkraft. SNV PM 853, 1977

Statens offentliga utredningar 1978

Kronologisk förteckning

1. Stat–kyrka. Ändrade relationer mellan staten och svenska kyrkan. Kn.
2. Stat–kyrka. Bilaga 1. Kyrkans framtida organisation. Kn.
3. Stat–kyrka. Bilaga 2–12. Utredningar i delfrågor. Kn.
4. Skolplanering och skolstorlek. Faktaredovisning och bedömningsunderlag. U.
5. Föräldrautbildning. S.
6. Ny skogspolitik. Jo.
7. Skog för framtid. Jo.
8. Hyresrätt 2. Lokalhyra. Ju.
9. Ny konkurrensbegränsningslag. H.
10. Barnets rätt. 1. Om förbud mot aga. Ju.
11. Kapitalmarknaden i svensk ekonomi. E.
12. Kapitalmarknaden i svensk ekonomi. Bilaga 1. E.
13. Kapitalmarknaden i svensk ekonomi. Bilaga 2–4. E.
14. Arbete åt handikappade. A.
15. Praktikfrågor–åtgärder i ett kort perspektiv. U.
16. Regional konsumentpolitisk verksamhet. H.
17. Energi. I.
18. Öresundsförbindelser. K.
19. Öresundsförbindelser. Bilaga A. Ritningar. K.
20. Öresundsförbindelser. Bilaga B. Konsekvenser för företag och hushåll. K.
21. Bemanning av fartyg. K.
22. Energi, strukturomvandling och sysselsättning. A.
23. Växtförädling. Jo.
24. Ny renhållningslagstiftning. Jo.
25. Etablering av miljöstörande industri. Bo.
26. Hälso- och sjukvårdspersonalen. S.
27. Fortsatt körkortsreform. K.
28. Kvinnors förvärvsarbete och förvärvshinder. A.
29. Arbete i jordbruk och trädgård. A.
30. Brand inomhus. B.
31. Trafikpolitik-kostnadsansvar och avgifter. K.
32. Ny indelningslag för kommuner, landstingskommuner och församlingar. Kn.
33. Ordningsvakter. Ju.
34. Förstärkt skydd för fri- och rättigheter. Ju.
35. Regional utvecklingsplanering, länsplanering, vidgad länsdemokrati. Kn.
36. Arrenderätt 1. Ju.
37. Hotell- och restaurangbranschen. H.
38. Jämställdhet i arbetslivet. A.
39. Föräldraförsäkring. S.
40. Tvistlösning på konsumentområdet. H.
41. Statlig personalutbildning. B.
42. Kommunernas medverkan i sysselsättningsplanering. A.
43. Miljökostnader. Jo.

KUNGL. BIBL.
26 JUN 1978
STOCKHOLM

Statens offentliga utredningar 1978

Systematisk förteckning

Justitiedepartementet

Hyresrätt 2. Lokalhyra. [8]
Barnets rätt. 1. Om förbud mot aga. [10]
Ordningsvakter. [33]
Förstärkt skydd för fri- och rättigheter. [34]
Arrenderätt 1. [36]

Socialdepartementet

Föräldrautbildning. [5]
Hälso- och sjukvårdspersonalen. [26]
Föräldraförsäkring. [39]

Kommunikationsdepartementet

1975 års danska och svenska öresundsdelegationer. 1. Öresundsförbindelser. [18] 2. Öresundsförbindelser. Bilaga A. Ritningar. [19] 3. Öresundsförbindelser Bilaga B. Konsekvenser för företag och hushåll. [20]
Bemanning av fartyg. [21]
Fortsatt körkortsreform. [27]
Trafikpolitik-kostnadsansvar och avgifter. [31]

Ekonomidepartementet

Kapitalmarknadsutredningen. 1. Kapitalmarknaden i svensk ekonomi. [11] 2. Kapitalmarknaden i svensk ekonomi. Bilaga 1. [12] 3. Kapitalmarknaden i svensk ekonomi. Bilaga 2–4. [13].

Budgetdepartementet

Statlig personalutbildning. [41].

Utbildningsdepartementet

Skolplanering och skolstorlek. Faktaredovisning och bedömningsunderlag. [4]
Praktikfrågor–åtgärder i ett kort perspektiv. [15]

Jordbruksdepartementet

1973 års skogsutredning. 1. Ny skogspolitik. [6] 2. Skog för framtid. [7]
Växtförädling. [23]
Ny renhållningslagstiftning. [24]
Miljökostnader. [43]

Handelsdepartementet

Ny konkurrensbegränsningslag. [9]
Regional konsumentpolitisk verksamhet. [16]
Hotell- och restaurangbranschen. [37]
Tvistlösning på konsumentområdet. [40]

Arbetsmarknadsdepartementet

Sysselsättningsutredningen. 1. Arbete åt handikappade. [14] 2. Energi, strukturomvandling och sysselsättning. [22] 3. Kvinnors förvärvsarbete och förvärvshinder. [28] 4. Kommunernas medverkan i sysselsättningsplanering. [42]
Arbete i jordbruk och trädgård. [29]
Jämställdhet i arbetslivet. [38]

Bostadsdepartementet

Etablering av miljöstörande industri. [25]
Brand inomhus. [30].

Industridepartementet

Energi. [17]

Kommundepartementet

Kyrkominisiterns stat–kyrka grupp. 1. Stat–kyrka. Ändrade relationer mellan staten och svenska kyrkan. [1] 2. Stat–kyrka. Bilaga 1. Kyrkans framtida organisation. [2] 3. Stat–kyrka. Bilaga 2–12. Utredningar i delfrågor. [3]
Ny indelningslag för kommuner, landstingskommuner och församlingar. [32]
Regional utvecklingsplanering, länsplanering, vidgad länsdemokrati. [35]

Anm. Siffrorna inom klammer betecknar utredningarnas nummer i den kronologiska förteckningen.

KUNGL. BIBL.
26 JUN 1978
STOCKHOLM

LiberFörlag
Allmänna Förlaget

ISBN 91-38-04121-9
ISSN 0375-250X