



# rapport

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

## Avgifter på utsläpp till vatten i Sverige

Marcus Carlsson Reich Helene Ejhed John Sternbeck

B 1496

Stockholm, november 2002



<b>Organisation/Organization</b> IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	<b>RAPPORTSAMMANFATTNING</b> <b>Report Summary</b>
<b>Adress/address</b> Box 21060 100 31 Stockholm	<b>Projekttitel/Project title</b>
<b>Telefonnr/Telephone</b> 08-598 563 00	<b>Anslagsgivare för projektet/ Project sponsor</b>  Utredningen Svensk Vattenadministration
<b>Rapportförfattare/author</b> Marcus Carlsson Reich Helene Ejhed John Sternbeck	
<b>Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report</b> Avgifter på utsläpp till vatten i Sverige	
<b>Sammanfattning/Summary</b>  Denna rapports mål är att belysa bland annat vilka förorenande ämnen som kan vara aktuella för avgifter, hur avgiftskollektiv kan avgränsas och om avgifter kan eller bör differentieras regionalt. Syftet med vattenavgifter är att minska utsläpp på ett samhälls-ekonomiskt optimalt sätt. Rapporten strävar efter att föreslå principer för ett sådant system med hänsyn till teknik, naturvetenskap och ekonomi.  Följande tre delfrågor studeras: <ol style="list-style-type: none"><li>1. Principer för avgifter på giftiga och naturfrämmande ämnen</li><li>2. Avgränsning av avgiftskollektiv.</li><li>3. Miljömässiga motiv för regionala skillnader i avgifter</li></ol>	
<b>Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords</b> Avgift, utsläpp, vatten, förorening, direktiv, metall, närsalt, miljögift, Sverige	
<b>Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data</b> IVL Rapport/report B 1496	
<b>Beställningsadress för rapporten/Ordering address</b> IVL, Publikationsservice, Box 21060, S-100 31 Stockholm fax: 08-598 563 90, e-mail: <a href="mailto:publicationservice@ivl.se">publicationservice@ivl.se</a>	

## **Förord**

Regeringen tillsatte i oktober 2001 en särskild utredare för att utarbeta förslag till organisation för genomförande av EG:s ramdirektiv för vatten i Sverige. Utredningens namn är Utredningen svensk vattenadministration.

Ett av uppdragen för utredningen är att analysera förutsättningarna för att införa en avgift på olika former av utsläpp till vatten. Som en del i detta uppdrag har utredningen gett IVL Svenska Miljöinstitutet AB i uppdrag att belysa bl a vilka förorenande ämnen som kan vara aktuella för avgifter, hur avgiftskollektiv kan avgränsas och om avgifter kan eller bör differentieras regionalt. Utredningsarbetet har bedrivits i samråd med Utredningen svensk vattenadministration.

IVL Svenska Miljöinstitutet AB svarar för innehållet i rapporten.

**Innehållsförteckning**

Förord.....	1
Sammanfattning .....	2
1 Inledning.....	6
1.1 Mål.....	6
1.2 Avgränsning.....	7
1.3 Rapportens upplägg .....	7
2 Bakgrund - förekomster av ämnen, källor till utsläpp och effekter.....	8
2.1 Metaller och deras föreningar .....	8
2.2 Organiska ämnen .....	9
2.3 Eutrofierande ämnen.....	10
2.4 Syretärande ämnen.....	11
3 Principer för avgifter på giftiga och naturfrämmande ämnen .....	12
3.1 Styrmedel för att reglera vattenemissioner – en teoretisk genomgång .....	12
4 Genomgång av existerande system som kan användas som förebilder.....	18
4.1 NO <sub>x</sub> -avgiften .....	18
4.2 Vattenavgifter i EU .....	19
4.3 Polluting units.....	20
4.4 Avgiftsuttag för djuruppfödning i Frankrike .....	20
5 Ämnen och emittenter .....	21
5.1 Vilka ämnen berörs? .....	21
5.2 Vilka emittenter finns?.....	23
5.3 Principer för selektion av ämnen som kan avgiftsbeläggas .....	27
6 Avgifter och avgiftskollektiv.....	28
6.1 Exempel på några representativa toxiska ämnen.....	28
6.2 Fördjupad fallstudie för N och P.....	30
7 Föreligger miljömässiga motiv för regionala skillnader i avgiftssystem?.....	38
7.1 Närsalter.....	38
7.2 Toxiska ämnen .....	39
7.3 Sammanfattning .....	40
8 Samlad diskussion .....	40
8.1 Förslag på avgiftssystem för övergödande ämnen.....	43
8.2 Möjlighet att avgiftsbelägga toxiska ämnen .....	44
8.3 Slutsatser .....	45
9 Referenser.....	45
Appendix.....	48

## Sammanfattning

Denna rapportens mål är att belysa bland annat vilka förorenande ämnen som kan vara aktuella för avgifter, hur avgiftskollektiv kan avgränsas och om avgifter kan eller bör differentieras regionalt. Syftet med vattenavgifter är att minska utsläpp på ett samhälls-ekonomiskt optimalt sätt. Rapporten strävar efter att föreslå principer för ett sådant system med hänsyn till teknik, naturvetenskap och ekonomi.

Följande tre delfrågor studeras:

4. Principer för avgifter på giftiga och naturfrämmande ämnen
5. Avgränsning av avgiftskollektiv.
6. Miljömässiga motiv för regionala skillnader i avgifter

För att ett avgiftssystem ska vara effektivt bör alla emittenter ska ingå. Om emittenter hamnar utanför avgiftskollektivet kommer de inte ha incitament att minska sina utsläpp, varför man potentiellt får mindre kostnadseffektiv och mängdmässigt mindre utsläppsreduktion. Det kan dessutom leda till att konkurrensen snedvrids mellan de som ingår/inte ingår i avgiftskollektivet.

Om avgiften ska återföras till avgiftskollektivet, vilket den ska enligt en strikt tolkning av avgiftsbegreppet, bör motprestation ske efter producerad nytta. Utsläpp från industri och markanvändning tolereras i och med att de producerar något som samhället efterfrågar: en nytta. Om motprestation relateras till något annat än nyttan kan produktionen i avgiftskollektivet komma att vridas från dess egentliga syfte.

För att avgifter på vattenutsläpp ska kunna genomföras måste flera svårigheter bemästras:

- Vilka emissioner ska avgiftsbeläggas? Det finns flera miljö- och hälsoeffekter som önskar undvikas, och det finns än fler substanser som bidrar till dessa effekter. Utgångspunkten för vilka ämnen som bör inkluderas i ett avgiftssystem är de så kallade prioriterade farliga ämnen som ska fasas ut inom en 20-årsperiod, i den mån som det inte finns möjlighet att inkludera alla ämnen. En ytterligare aspekt vid ämnesval är att det måste finnas underlag för utsläppsdata, och att dessa täcker åtminstone huvuddelen av ämnets totala utsläpp i Sverige. Ämnen med stora diffusa utsläpp kan i vissa fall vara svåra att avgiftsbelägga. Det område som både anses mest akut och där kunskapsläget är bäst är eutrofiering, varför detta kan vara lämpligt som första fokusområde. Det finns även möjlighet att relatera toxiska ämnens effekter till varandra och således införa en avgift för toxiska emissioner, även om

svårigheterna vad gäller källor och mätning är större här än för eutrofierande ämnen (kväve och fosfor).

- Emissioner är inte lika viktiga oberoende av var och när de sker. Förutom utsläppen från en enskild källa är följande två faktorer av mycket stor betydelse med avseende på vilken effekt som utsläppet leder till: 1) Övrig belastning hos den specifika recipienten och 2) Känsligheten för utsläppet hos den specifika recipienten. Det finns ett brett underlag av direktiv och lagar att luta sig mot vad gäller dessa två faktorer. Därför är det motiverat med regional differentiering av avgifter, beroende på den relativa belastningen och känsligheten hos recipienten. En ökad komplexitet i avgiftskonstruktionen leder dock till ökad administration.
- Källorna till utsläppen är, oavsett om det rör sig om toxiska eller eutrofierande ämnen, mycket heterogena. Att införa ett avgiftssystem med återföring av avgiften kan därför vara komplicerat. Problemet kan undvikas genom en friare tolkning av avgiftsbegreppet, där medlen t ex fonderas för miljöförbättrande åtgärder.
- Mätning av utsläpp – bas för avgift. För punktkällorna är detta inget större problem, förutom att de, i och med att C-anläggningar bör vara med i systemet, är väldigt många. För diffusa källor och enskilda avlopp är redan detta steg mycket problematiskt och under en överskådlig framtid finns egentligen ingen bra lösning. Problemet kan kringgås eller skjutas på framtiden genom att man använder schablondata, modelleringar eller inflöde som uppskattning på utsläpp snarare än att försöka mäta de faktiska utsläppen.

Alla svårigheter ovan kan övervinnas, men i många fall skulle det krävas en så omfattande administration och kontroll att det blir för lite eller ens något kvar att återföra i form av motprestationer till avgiftskollektivet, varpå hela avgiftsidén faller. Det gäller att försöka identifiera system som kan hanteras med en rimlig insats av administration och kontroll. Vad som är en rimlig nivå är givetvis en bedömningsfråga.

Även om avgifter kan fungera väl på lång sikt är det troligt att det tar tid innan systemet är intrimmat. Vi bedömer det därför rimligt att ett potentiellt avgiftssystem verkar parallellt med den individuella prövningen och andra idag verksamma administrativa styrmedel inom området. Sett ur ett längre tidsperspektiv kan det även då vara motiverat att behålla parallella system, i den mån som styrningen kan behöva variera mer lokalt än vad som en avgift kan klara av. Avgiften kan då ses som allmänt styrande, medan den individuella prövningen ser till att lokala ”utsläppstoppar” undviks.

Avgiftssystem har teoretiska fördelar, och de kan vara nödvändiga för att kunna uppnå nya och strängare miljökrav, men flera problem måste lösas för att finna praktiskt genomförbara lösningar. Dessa är bland annat problem med mätning och data på diffusa utsläpp och bas för återföring av avgift. I och med den komplexa bild av källor och

miljöeffekter kan ett avgiftssystem på vattenutsläpp lätt bli administrativt tungrott. På grund av detta kommer ett avgiftssystem alltid vara en avvägning mellan enkelhet och "rättvisa" med avseende på faktiskt miljöeffekt. Kostnaden för systemet måste relateras till den miljömässiga nytta som uppnås. I rapporten presenteras två pragmatiska avgiftssystem, dels på eutfierande ämnen, dels toxiska ämnen.

### Avgiftssystem för kväve och fosfor

Källa (avgifts-subkollektiv)	Bas för avgift	Användande av avgift	Bas för återförande av avgift
Reningsverk	Utsläpp	Återförs + administration	Antal anslutna person-ekvivalenter
Övriga punktkällor	Utsläpp	Återförs + administration	Antal anställda (alt. Ekonomiskt nyttomått)
Jordbruk	Handelsgödsel-användning	Administration, information, miljöförbättrande åtgärder (motsvarande dagens skatt på kväve i handelsgödsel)	Ej nödvändig <sup>1</sup>
Övrig markanvändning	Ingen avgift utgår p g a kunskapsbrist	-	-
Enskilda avlopp	Icke-godkända avlopp	Subventioner för investering i anläggning / anslutning till avloppsnet	Ej nödvändig <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Ej nödvändig eftersom avgiften ej återförs till källan utan används på annat sätt.

**Fördelar med systemet** är att det är pragmatiskt och genomförbart inom en rimlig tidsperiod, samt att alla förorenare betalar lika.

**Nackdelar med systemet** är att det inte är ett "rent" avgiftssystem. Dessutom delas avgiftskollektivet upp på delkollektiv med olika avgiftsbas, vilket ökar det administrativa arbetet.

**En möjlig lösning för att avgiftsbelägga toxiska ämnen** är att endast ha en avgift, där olika avgiften för enskilda ämnen viktas ihop utifrån sitt relativa bidrag till miljöförstöring per utsläppt enhet. Ett sådant system finns i bland annat Tyskland, Belgien och Holland. Ett urval av ämnen är Vattendirektivets prioriterade ämnen, som har valts utifrån risk för vattenmiljön eller dricksvattenuttag. För vattenmiljön kan man utgå från de principer som används vid riskbedömning av kemikalier inom EU. Genom att utvärdera toxikologiska tester av ett ämne härleds ett s.k. PNEC-värde (predicted no effect concentration). Detta värde anses vara ett mått på den högsta halt i miljön som inte skadar ens de känsligaste organismerna. Ju lägre PNEC-värde ett ämne har, desto mer toxiskt är det. Utsläppen kan härigenom viktas samman till ett värde. Konceptet bör

även innehålla en analys av om effekter är mest sannolika i sediment eller i vatten, vilka har olika PNEC-värden.

Ämnen som ska utfasas kan skattas högre om man så önskar. Man kan även ta hänsyn till om ämnen biomagnifieras, dvs anrikas i näringskedjan. Sådana effekter kan vara svåra att inrymma i ett PNEC-värde men är för vissa ämnen mycket viktiga för ämnets effekter i miljön, t.ex. DDT som framförallt påverkat toppredatorer såsom pilgrimsfalk. Med detta förfarande skulle man även kunna definiera tröskelnivåer, under vilka utsläpp inte åläggs avgifter.



# 1 Inledning

Ramdirektivet för vatten antogs år 2000 av europaparlamentet och rådet (direktiv nr. 2000/60/EG). I direktivet uttrycks att ”Vatten är ingen vara vilken som helst utan ett arv som måste skyddas, försvaras och behandlas som ett sådant”. Direktivet syftar till att bevara och förbättra vattenmiljön inom gemenskapen och dess mål avser först och främst kvaliteten hos det berörda vattnet. Kvantitetsreglering är en extra åtgärd för att garantera god vattenkvalitet. Medlemsstaterna ska beakta principen om kostnadstäckning för vattentjänster inberäknat miljö- och resurskostnader i enlighet med principen att förorenaren betalar. Detta är eftersträvansvärt eftersom då följs PPP (Polluter Pays Principle, det vill säga att förorenaren betalar) vilket leder till ett kostnadseffektivt, marknadsmässigt hanterande av miljöproblem.

I denna rapport har möjligheterna för tillämpning av principen ”förorenaren betalar” studerats för Sverige. I rapporten undersöks möjligheter till avgifter på utsläpp av ämnen och inte på kvantitativa uttag av vatten.

## 1.1 Mål

Rapportens mål är att studera möjligheterna att avgiftsbelägga punktutsläpp till vatten för att skapa incitament för minskning av utsläppen på ett samhällsekonomiskt optimalt sätt och att föreslå principer för ett sådant system med hänsyn till teknik, naturvetenskap och miljöekonomi.

Följande tre delfrågor ska studeras:

### 1. Avgränsning av avgiftskollektiv

- argument för och emot att låta tillståndsprövning enligt miljöbalken vara kriterium för att ingå
- beskrivning av hur avgiftskollektivet kan se ut
- test av andra indelningsgrunder

### 2. Regionala skillnader

Undersök anledningar att differentiera avgifterna regionalt med hänsyn till regionala skillnader i hydrologi och vattenkvalitet

### 3. Principer för avgifter på giftiga och naturfrämmande ämnen

En första genomgång av vilka giftiga och naturfrämmande ämnen som kan vara aktuella för ett avgiftssystem. Sammanställning av huvudsakliga källor. Principiell diskussion bör inledas om jämförelse av substanser med olika egenskaper

för att åstadkomma ett stabilt och accepterat system. Första ansats till ett avgiftssystem för vissa ämnen.

Med utgångspunkt från ovanstående punkter diskuteras förutsättningar för ett system med striktast möjliga tillämpning av PPP-principen, dvs att den som förorenar bekostar reningsåtgärder och kostnader för återställning av vattenkvalitet och vattenmiljö (utveckling av dagens principer för tillståndsprövning).

## 1.2 Avgränsning

I och med att detta är en första genomgång av området för svenska förhållanden är inte sammanställningen uttömmande: det ska ses som en principiell diskussion och ett första utkast till avgifter på vattenutsläpp i Sverige.

## 1.3 Rapportens upplägg

En genomgång, kapitel för kapitel, av vad som presenteras och diskuteras.

**Kapitel 2.** En kort bakgrund till hur de aktuella ämnena förekommer i miljön i Sverige, hur de kan påverka akvatiska ekosystem och hälsa, samt något om vilka spridningskällor som varit viktiga under de senaste decennierna.

**Kapitel 3.** En teoretisk genomgång av syftet med avgifter samt en punktning av vilka kriterier som måste uppfyllas för att avgifter ska vara eftersträvarsvärda.

**Kapitel 4.** En genomgång av existerande system i Sverige och EU som kan användas som förebilder och referenser för ett svenskt vattenavgiftssystem.

**Kapitel 5.** En redovisning av vilka ämnen som tidigare har prioriterats som farliga för vattenmiljön. Därefter presenteras de viktigaste emittenterna för dessa ämnen, och slutligen ges ett förslag på vilka principer som kan avgöra vilka ämnen som bör avgiftsbeläggas.

**Kapitel 6.** Några exempel på möjligheten att avgränsa avgiftskollektiv för några ämnen. En djupare fallstudie görs för kväve och fosfor, i och med att det är för dessa ämnen som datatillgången är som bäst.

**Kapitel 7.** En genomgång för olika ämnen i vilken grad det är motiverat utifrån miljöeffekt att differentiera avgifter inom vattendistrikt, avrinningsområden eller delar av avrinningsområden.

**Kapitel 8.** Diskussion kring möjligheten att införa avgifter på vattenemissioner med dagens underlag. Två förslag på möjliga avgiftssystem presenteras.

## 2 Bakgrund - förekomster av ämnen, källor till utsläpp och effekter

I detta kapitel ges en kort bakgrund till hur några av de aktuella ämnena förekommer i miljön i Sverige, hur de kan påverka akvatiska ekosystem och hälsa, samt något om vilka spridningskällor som varit viktiga under de senaste decennierna. För Vattendirektivet är det ju relevant att fokusera på de utsläpp som sker till vatten. Många ämnen som sprids till luft hamnar dock i vatten via nederbörd eller deposition med partiklar. För sådana ämnen är det även relevant att inkludera utsläpp till luft.

### 2.1 Metaller och deras föreningar

Metaller släpptes tidigare ut i stora mängder vid gruvor, smältverk och större metallindustrier, vilka fortfarande utgör de största källorna till metallutsläpp. Arsenik, bly, zink och koppar och andra metaller släpptes ut i stora mängder genom metallindustrin. Den svenska metallindustrins utsläpp har minskat till ett par procent av 1970 års nivå. Bly släpptes dessutom ut i stora mängder till atmosfären genom biltrafiken. Eftersom användningen av blyad bensin har upphört har även utsläppen av bly från biltrafiken minskat starkt. Andra metaller sprids dock i högre utsträckning än bly från biltrafiken (t.ex. Sternbeck et al., 2001). Generellt har metallnedfallen minskat rejält i hela landet, t.ex. bly och kadmium nedfallet har minskat med mer än 75% mellan 1970 och 1995 (Rühling och Tyler, 2001). Det finns dock ett fortsatt nedfall av långväga transporterat utsläpp i Europa gällande speciellt bly och kadmium.

Metallerna lagras länge i markens skikt och transporteras ut till vattenmiljön under lång tid. Koppar och bly binds hårt till markens organiska och oorganiska partiklar. Zink och än mer kadmium binds svagare till det organiska materialet och har dessutom en lägre bindningsförmåga vid surare förhållanden, vilket innebär att försurning är särskilt betydelsefullt för metallernas frigörelse till vattenmiljön. Många metaller är livsnödvändiga för biologisk aktivitet vid låga halter (dvs essentiella), men kan ge biologiska störningar vid förhöjda halter. Exempel på sådana metaller är koppar och zink. Metallerna bly, kadmium och kvicksilver saknar helt essentiella funktioner och kan liksom koppar bl.a. störa markens mikrobiologiska aktivitet, vilket kan påverka vegetationens förmåga att tillgängliggöra sig näring. Kvicksilver har en påvisad effekt redan då halten förhöjts tre gånger jämfört med bakgrunds-nivån (Naturvårdsverket, 2002a). Även bly har konstaterats ha en tydlig effekt på mikrobiologisk aktivitet och i fältförsök vid tre gånger förhöjda halter jämfört med bakgrunds-nivån även effekter på djur som lever ovan markskiktet.

Belastningen av metaller på sjöar och vattendrag samt på kust och hav har också påverkats av det atmosfäriska nedfallet, men dessutom transporteras metallerna från mark-

skiktet till vattenmiljön. Enligt analyser av sediment från skogssjöar i slutet av 1990-talet har belastningen av metallerna ökat mellan 5 och 50 gånger jämfört med bakgrundsvärdena (Naturvårdsverket, 2002a). Nedfallet av metallerna tros utgöra den största källan i dessa miljöer, men transporten av bland annat kadmium tros också ha påverkats av försurningen av skogsmarken. Vid surt tillstånd är metallerna dessutom mer biologiskt tillgängliga än vid neutrala - basiska förhållanden eftersom de binder sämre till organiskt material i vattnet. Även i urbana områden, där lokala källor har stor betydelse, har metallbelastningen avtagit under de senaste ca 20 åren (t.ex. Sternbeck och Östlund, 2001).

Den naturliga förekomsten av metaller i vatten och sediment påverkas till stor del av berggrund och jordart i avrinningsområdet, mängden organiskt material och surhet (Naturvårdsverket 1999a). Variationen av de naturliga metallhalterna i vattenmiljön är därmed stor.

Skador i vattenmiljön på grund av måttligt förhöjda metallhalter uppträder främst i nedre delen av näringskedjan som hos växt- och djurplankton (Naturvårdsverket 1999a). Ett undantag är dock kvicksilver, som kan anrikas i näringskedjan. Förhöjda halter av metaller kan även påverka reproduktionen av fisk och utvecklingen under yngelstadierna. Intag av vissa metaller kan även orsaka störningar i människors hälsa. Metylkvicksilver påverkar centrala nervsystemet och kan ge fördröjd utveckling av foster. Gravida och ammande kvinnor rekommenderas att inte äta insjöfisk för att undvika intag av metylkvicksilver. Intag av kadmium påverkar njurarnas funktion, och man har i Sverige funnit att även icke-yrkesexponerade personer kan ha njurskador orsakade av kadmium (Socialstyrelsen, 2001). Bly kan skada blodbildningen och nervsystemet och foster och små barn är extra känsliga.

## 2.2 Organiska ämnen

Förutom metaller finns ett stort antal s.k. organiska ämnen som kan påverka miljön. Rent tekniskt kan organiska ämnen definieras som ämnen som innehåller grundämnet kol, med vissa undantag, t.ex. koldioxid och vissa salter såsom cyanider. Det finns ett mycket stort antal organiska ämnen, varav ca 20 000 anses förekomma på den svenska marknaden. Många av dessa ämnen kan spridas till miljön, och flertalet förekommer inte naturligt i miljön. För att de ska utgöra ett miljöproblem krävs att halterna i miljön blir så höga att giftverkan kan uppnås. Många ämnen bryts ned i miljön, och höga halter uppstår sällan. Vi vet att bland de besvärligaste ämnena är de som är svårnedbrytbara i miljön. Exempel på sådana är PCB och DDT, ämnen som förbjöds för flera decennier sedan men fortfarande förekommer i miljön, om än i avtagande halter. PCB kan även utgöra exempel på ämnen som blir ett långsiktigt problem genom att de byggs in i infrastrukturen: det har nämligen visats att PCB fortfarande sprids från samhället från fogmassor i byggnader.

Exempel på organiska ämnen som är aktuella nu och som i högsta grad fortfarande används är ftalater och bromerade flamskyddsmedel. Särskilt de senare anses dessutom vara svårnedbrytbara i naturen. Dessa ämnen sprids till miljön dels från punktkällor såsom vissa industrier, men det har även konstaterats att en betydande spridning sker via användning av varor som innehåller dessa ämnen. Både ftalater och bromerade flamskyddsmedel är relativt vanliga i olika plaster, hemelektronik mm. Ftalater anses bl.a. kunna påverka det hormonella systemet.

Det finns även miljöfarliga organiska ämnen som sprids till miljön utan att de används avsiktligt. De viktigaste grupperna är PAH (se kapitel 6.1.1) och dioxiner som uppkommer vid ofullständig förbränning. Utsläpp av dessa ämnen kan påverkas genom stabila och kontrollerade förbränningsbetingelser samt genom rökgasrening. Åtminstone PAH sprids även till följd av att ämnena förekommer i varor såsom bildäck.

## 2.3 Eutrofierande ämnen

*”Ett näringsrikare tillstånd, eller eutrofiering, skapas av ökad tillförsel eller ökat tillgängliggörande av växtnäringsämnen i sjöar och vattendrag. Eutrofiering leder till ökad produktion och biomassa av växter och djur, ökad vattengrumling, ökad syrgasförbrukning vid nedbrytning av organiskt material samt till ändrad artsammansättning och diversitet hos växt- och djursamhällen.”*- Från bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999b). De ämnen som framför allt begränsar näringsstillståndet i sjöar respektive kust och hav är fosfor och kväve. Avloppsreningsverken släppte runt 60-talet ut stora mängder fosfor på grund av den ökade användningen av fosforrika disk- och tvättmedel. På 70-talet byggdes reningsverken ut med kemisk rening som idag tar bort 50 % av fosforbelastningen i avloppsvattnet (SCB, 2002). Idag genomgår 95% av hushållens avloppsvatten biologisk och kemisk rening. I kustområden har dessutom kraven på kväverening i reningsverken ökat. Drygt 70% av hushållens avloppsvatten som släpptes ut vid Sveriges kuster 2000 genomgick särskild kväverening och totalt på landet översteg reningsgraden av kväve för första gången 50 % år 2000 (SCB 2002).

Av Sveriges totalt 95700 sjöar med yta större än 1 ha kan 776 sjöar betraktas som övergödda (Johansson och Persson 2001) enligt klassning mot ”Bedömningsgrunder för miljö kvalitet” (Naturvårdsverket 1999b). Det innebär att säsongsmedelvärdet är större än 25 µg totalfosfor/l. 6 % av antalet övergödda sjöar hade extremt höga halter. Stockholms län följt av Skåne, Östergötlands och Kronobergs län har flest övergödda sjöar.

Under transporten till havet genomgår kväve och fosfor ett stort antal biogeokemiska processer. Avskiljning av kväve i vattensystem sker genom växtupptag, algproduktion, sedimentation, mineralisering (nedbrytning av organiskt material, t.ex. växtdelar, till oorganiska mer biotillgängliga former) och denitrifikation (enzymatisk omvandling av

nitrat till kvävgas, eller andra lösta former av kväve). Denitrifikation sker då syrgastillgången är låg, framför allt i bottensediment eller i vattenskiktet nära botten. Kväve kan också tas upp från atmosfären av så kallade kvävefixerande cyanobakterier. Om-sättningen av fosfor under transporten till havet följer delvis andra vägar. Fosfor är ofta bundet till aluminium och järnpartiklar och sedimentation är en viktig process. Löst fosfor och partikulärt bundet fosfor kan liksom kväve tas upp av växter och alger. När fosforpartiklarna sedimenterat till botten kan en återcirkulation av löst fosfor ske då syresättningen är låg. Återcirkulationen kan vara en mycket betydande process i vissa sjöar och i Östersjön och betyder att mycket av det fosfor som upplagrats i sedimenten under lång tid av hög belastning kan orsaka övergödning av vattenmiljön under lång tid efter att åtgärder satts in, t.ex. Hjälmaran (Wilander och Persson, 2001).

Transporten av kväve och fosfor från flodmynningarna till kusten har varierat stort under perioden 1965-2001 (data inom datavärdskap Sötvatten hemsidan [www.ma.slu.se](http://www.ma.slu.se) 2002-10-20). Transporten beror dels på ökad nederbörd och därmed avrinning, men även på utsläppen till och belastningen på inlandsvatten. Sett över hela perioden har kvävetransporten visat en trend av ökad transport och den sista delen av 90-talet och början av 2000-talet var kvävetransporten högst under perioden hittills. Fosfortransporten ökade framför allt under sent 70-tal och har sedan varit relativt konstant.

Östersjön var på 40-talet, innan belastningen på havet tilltog, ett näringsfattigt hav med låg biologisk produktion och klart vatten. Det ökade läckaget av näring till Östersjön har medfört en nära dubblering av kvävemängden och fyra gånger så höga halter fosfor i ytvattnet i Östersjön som på 50-talet (Dahlberg och Jansson, 1997). Under perioden 1995-2000 observerades en minskning av mängden kväve och fosfor i Östersjöns ytvatten och tolkades till en början som att åtgärderna på utsläppen började få effekt (SMF 2001). Men, enligt beräkningar har den totala mängden fosfor i hela vattenmassan ökat under samma period och mängden kväve har varit konstant under samma period. Det har visat sig att ökningen av fosfor till del kan var knutet till syrebrist i bottenskikten och återcirkulation av fosfor från sedimenten. Man har observerat förändringar av art-sammansättningen i Östersjön till följd av övergödningen t.ex. minskning av mängden blåstång som har stor betydelse för andra arter med samtidig ökning av ettåriga alger och Östersjömusslan (viktig föda för plattfischen) har utbytt mot havsborstmaskar (Dahlberg och Jansson 1997). Omfattningen av planktonblomningarna har också ökat vilket dock även påverkas av vind och temperatur förutom näringstillgången.

## 2.4 Syretärande ämnen

*"Vattnets syretillstånd är av vital betydelse för respirations- och andra mikrobiella och kemiska processer i ekosystemet liksom för den biologiska strukturen. Syretillståndet varierar främst beroende på produktionsförhållanden och den organiska belastningen i avrinningsområdet."* - Från bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket)

1999b). Avloppsreningsverk och massa- och pappersindustrin släppte på 70-talet ut stora mängder organiska ämnen som orsakade problem med syrebrist i sjöar och kustzonen. Idag renas närmare 90 % av reningsverkens vatten på organiska ämnen genom biologiska reningssteg och industrins utsläpp med avseende på organiska syretärande ämnen har minskat med ca 80% sedan 60-talet trots ökad produktion. I bedömningsgrunder för miljö kvalitet för sjöar och vattendrag bedöms vatten efter deras syrehalt och även förekomsten av syretärande ämnen i form TOC eller COD<sub>Mn</sub>. Problemen på grund av utsläpp av syretärande ämnen är mycket begränsade i svenska sjöar och vattendrag.

### **3 Principer för avgifter på giftiga och naturfrämmande ämnen**

I detta kapitel görs en teoretisk genomgång av syftet med avgifter samt en punktning av vilka kriterier som måste uppfyllas för att avgifter ska vara eftersträvansvärda.

#### **3.1 Styrmedel för att reglera vattenemissioner – en teoretisk genomgång**

Ett pris som bestäms på marknaden ska spegla varans värde och därigenom också varans relativa knapphet i ekonomin som helhet. Många och viktiga värden i samhället kan dock inte prissättas på en marknad. Till dem hör sociala värden som resursfördelning och jämlikhet samt miljövärden som ren luft, rent vatten och biologisk mångfald. Miljöekonomi undersöker möjligheterna att komma till rätta med de marknadsmisslyckanden som finns genom att synliggöra kostnader och sätta pris på knappa resurser. Därigenom skapas en mer rättvisande marknad, som tar hänsyn till alla knappa resurser.

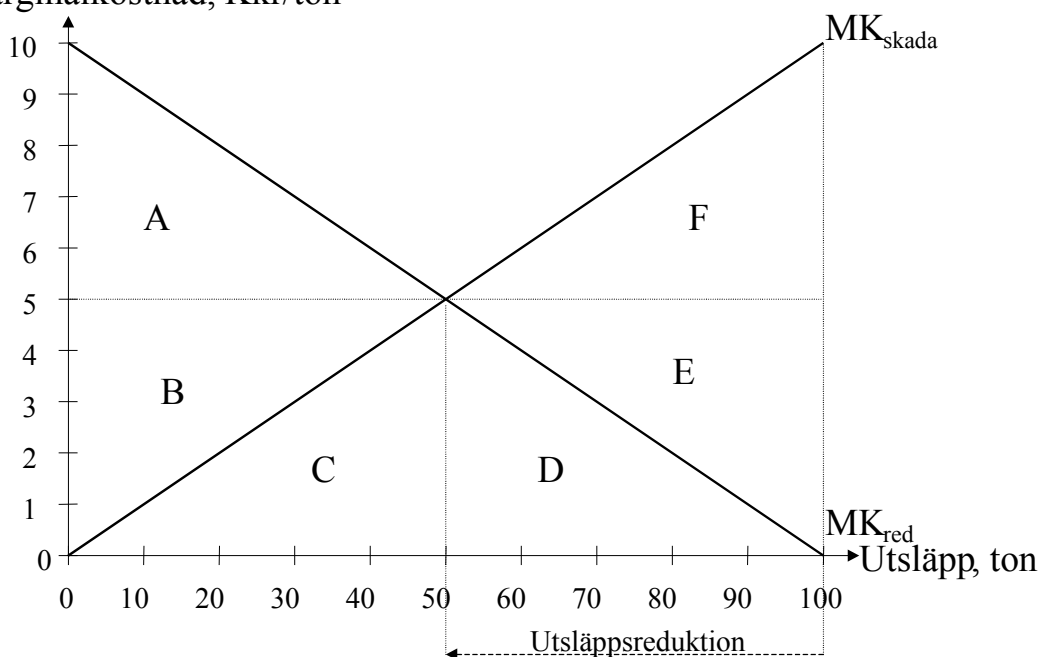
För att försöka komma till rätta med snedvridningen av prissatta och ej prissatta varor kan även ekonomiska styrmedel som t.ex. skatter, avgifter, handel med utsläppsrättigheter, subventioner och pantsystem användas. Med hjälp av ekonomiska styrmedel skapas ekonomiska motiv för att undvika skadliga miljöeffekter vid val av produktionsmetod och produktionsinriktning.

Avgifter och individuell prövning är två väsensskilda styrmedel. Även om det teoretiskt är möjligt att uppnå samma utsläppsreducerande effekt med båda styrmedlen finns det flera skäl att förorda avgiftssystemet från samhällets sida. Här följer en teoretisk tillbakablick för att förstå dessa skillnader.

Låt oss anta en förenklad verklighet som ser ut som Figur 1. Vi har en industri som släpper ut skadliga ämnen till naturen, en skada som samhället som stort helst vill und-

vika. Industrin och dess produkter är dock nödvändiga för samhället. Industrin kan minska sina utsläpp av de skadliga ämnena med en bibehållen produktion, dock inte utan att det kostar pengar: ju mer de minskar sina utsläpp, desto dyrare blir det. Denna kostnad speglas i kurvan  $MK_{red}$  – marginalkostnad för utsläppsreduktion. Samhällets skada av utsläppen kan även de kostnadssättas: ju större utsläpp, desto större skada. Denna skadekostnad speglas i diagrammet av kurvan  $MK_{skada}$  – marginalkostnad för utsläppsskada. Integralen av kurvorna, dvs ytan under dem, motsvarar då den totala kostnaden för utsläppsskada (C+D+E+F vid utsläpp på 100 ton) och utsläppsreduktion (A+B+C+D vid en reduktion till 0 ton utsläpp).<sup>1</sup>

### Marginalkostnad, Kkr/ton



Figur 1. En förenklad bild av en industris utsläpp, reningskostnader och samhällets upplevda kostnader av utsläpp. (från Pihl, 1997)

I och med att samhället både vill ha industrin kvar och behålla en ren natur måste man kompromissa. Ur ekonomisk synvinkel är en optimal nivå på denna kompromiss när industrin renar så länge kostnaden för industrins rening är mindre än samhällets uppskattning av miljökostnaden. Denna optimala nivå uppnås således när  $MK_{skada} = MK_{red}$ , det vill säga vid 50 tons utsläpp.

<sup>1</sup> I verkligheten är det dock sällan som man har så detaljerad information om dessa kurvor. Dessutom är sambanden sannolikt inte så linjära.



Hur uppnår man denna nivå? Förutsatt att industrin är vinstmaximerande (ett något förenklat men inte orimligt antagande) kommer de inte av fri vilja ådra sig extra kostnader genom emissionsreducerande åtgärder. Därför behöver de styras mot vad som anses vara den optimala nivån. På grund av utredningens uppdrag kommer här tre styrmedel diskuteras: individuell prövning (administrativt styrmedel), skatter och avgifter (ekonomiska styrmedel).

### 3.1.1 Individuell prövning

Den individuella prövningen innebär att samhället bestämmer hur mycket industrin får släppa ut och sätter en gräns där. Om gränsen överskrids bestraffas industrin så hårt att det inte anses vara ett realistiskt alternativ. Låt oss säga att en optimal nivå uppnås genom att sätta utsläppsgränser genom individuell prövning. Vad får detta för fördelningseffekter (vem betalar för åtgärderna) och incitament till teknologisk utveckling?

Ett administrativt styrmedel såsom individuell prövning innebär att inget egentligen betalas för utsläpp: industrin åläggs endast att inte överskrida en gräns. Om gränsen sätts till den optimala nivån måste industrin således minska sina utsläpp från de initiala 100 ton till 50 ton. De sammanlagda kostnaderna för denna reduktion är för industrin ytan D (dvs integralen av  $MK_{red}$ ). Samhället tar en minskad skada i och med att utsläppen minskat (motsvarande yta D+E+F). Samhället tar dock fortfarande skada av utsläppen motsvarande yta C, men denna yta är betydligt mindre än kostnaden för att ta bort även dessa utsläpp (yta A+B+C). Samhället har inte heller någon intäkt av systemet, i och med att industrin inte behöver betala för de utsläpp den faktiskt fortfarande ger upphov till. Samhället bär dock en kostnad som inte syns i diagrammet, och det är kostnaden för administrationen av den individuella prövningen (dvs att fastställa hur stor utsläppsreduktion som är optimalt). Hur stor denna kostnad är varierar från fall till fall och kan vara svår att uppskatta.

I och med att industrin inte betalar något för kvarvarande utsläpp har de inga incitament att ytterligare reducera emissionerna – det skulle de inte tjäna något på. De har endast incitament att minska kostnaderna för att minska utsläppen ner till 50 ton, dvs att minska ytan D.

### 3.1.2 Skatter

En skatt innebär att industrin betalar en fast summa för varje utsläppt ton till samhället. I och med att det är kostnadseffektivt för industrin att reducera sina utsläpp så länge det är billigare än att betala skatt för dem, är en optimal nivå på skatten 5 kkr per ton utsläpp (dvs den nivå som leder till att industrin reducerar sina utsläpp till 50 ton). Under förutsättning att man har kunskap om både skadekostnad och reningskostnad vet man att den optimala nivån är när marginalkostnaden för dessa två är lika. Detta sker

när utsläppen reduceras till 50 ton. För att se vilken skattenivå som leder till denna reduktion är det bara att läsa av  $MK_{red}$  vid punkten 50 ton: detta ger en skattesats på 5 kkr. Om skattesatsen sätts högre kommer mer rening än vad som är samhällsekonomiskt optimalt att genomföras, och vice versa vid en för lägre skattesats.

Skatten leder till att industrin tvingas betala 5 kkr per ton utsläpp till samhället för de utsläpp som den gör ( $5 \text{ kkr} * 50 \text{ ton}$ , dvs yta B+C) plus att de betalar för de åtgärder som görs för att reducera utsläppen till 50-tonsnivån (yta D). Samhället å sin sida får dels en intäkt av skatten motsvarande yta B+C, dels en minskad skada av emissionerna motsvarande yta D+E+F.

Genom ett skattearrangemang får industrin incitament att minska sina utsläpp även under den optimala nivån, i och med att de betalar en skatt på alla utsläpp. De får därigenom kraftiga incitament till fortsatt teknikutveckling vad gäller utsläppsåtgärder, för att på så sätt minska sina totala kostnader.

I och med att industrin betalar skatt på hela utsläppet kommer kostnaden för utsläppen att vältras över på de varor som produceras, vilket leder till att konsumtion av mer förorenande produktion blir dyrare: miljökostnaden har internaliserats i priset på industrins produkter.

### 3.1.3 Avgifter

En avgift skiljer sig egentligen från en skatt endast genom hur pengar byter händer. En avgift definieras enligt Ekonomistyrningsverket som en penningtransaktion för en specificerad motprestation från allmänheten (Olsson, 2002). I vissa sammanhang används däremot en mindre strikt definition, där en fondering av avgiften för till exempel miljöförbättrande åtgärder accepteras. I en teoretisk ekonomisk genomgång är det rimligt att anta att motprestationen kan omräknas till pengar och motsvarar penningtransaktionens ursprungliga storlek. Således leder en avgift inte till någon omfördelning av pengar mellan avgiftskollektivet och allmänheten, i och med att hela beloppet återbetalas till avgiftskollektivet. Fördelningen inom avgiftskollektivet kan givetvis förändras, beroende på vilken bas för återbetalning som används. Detta kommer diskuteras under avsnittet ”Kriterier för effektiva avgifter”.

Om avgiften sätts till samma nivå som skatten, dvs 5 kkr, kommer det även här vara billigare för industrin att minska emissionerna till 50 ton än att fortsätta släppa ut 100 ton: även om pengarna går tillbaka till industrin kommer det, så länge avgiftskollektivet betas av mer än ett företag, finnas incitament att minska sina emissioner för att få tillbaka en större del av avgiftspotten. I och med att avgiften går tillbaka till avgiftskollektivet kommer industrin enbart förlora yta D, medan samhället får en ökad intäkt genom minskade utsläpp motsvarande yta D+E+F.

Även om avgiften går tillbaka till avgiftskollektivet är målet att den återbetalas så att de minst förorenande anläggningarna i industrin får mest pengar, på bekostnad av de som förorenar mest. På så sätt kommer även en avgift leda till en styrande effekt vad gäller teknikutveckling och internalisering av miljökostnader motsvarande den som sker vid en skatt, även om sambandet inte är lika direkt.

### 3.1.4 Jämförelse av styrmedel

Som vi ser av exemplen ovan blir det totala resultatet av alla styrmedel detsamma: en utsläppsreduktion till 50-tonsnivån och en samhällsekonomisk vinst motsvarande yta E+F. Detta sker under förutsättning att alla parter har perfekt information om hur kurvorna ser ut och att industrin drivs av ekonomiska intressen. Det som skiljer sig åt mellan styrmedlen är vem som betalar för reduktionen samt vilka incitament det finns för fortsatt reduktion och teknikutveckling (samt eventuella skillnader i administrativa kostnader för systemen). Effekten för industrin och samhället är:

Styrmedel	Industrin	Samhället i övrigt	Totalt
Administrativt (Individuell prövning)	-D	+D+E+F	+E+F
Skatt	-B-C-D	+B+C+D+E+F	+E+F
Avgift	-D	+D+E+F	+E+F

De styrmedel som leder till minst omfördelning av resurser är således administrativa och avgifter. Av denna anledning är de mindre kontroversiella att implementera än t ex skatter. Däremot så kommer inte principen PPP att följas i och med att förorenaren, i detta fallet industrin, inte betalar för de utsläpp som faktiskt sker. Detta är dock en sanning med modifikation för avgiftssystemet, där de företag som förorenar mest i förhållande till den nytta de gör kommer betala till de företag som har en renare produktion.

Fördelen med skatte- och avgiftssystemen är att de leder till att reduktioner sker där de är kostnadseffektiva. Det är också antagligen ett billigare och mer transparent system att administrera, eftersom det inte kräver detaljkunskap om rimliga reningstekniker för varje enskild anläggning. Däremot så minskar möjligheten att direkt styra varje enskild anläggning jämfört med administrativa styrmedel (såtillvida att man inte varierar skatten eller avgiften beroende på lokala förhållanden). Detta kan vara relevant om en emission har olika betydelse beroende på var den sker.

### 3.1.5 Kombinationer av styrmedel

Det går att kombinera t ex ett administrativt styrmedel och en avgift. I teorin uppnår man inte högre effektivitet på grund av detta. I verkligheten kan man på detta sätt ”helgardera” sig för okontrollerade utsläpp: en individuell prövning ger en maximal nivå på utsläpp och miniminivå på reningsteknik, medan avgiften ger ytterligare incitament till utsläppsreduktioner genom att även kvarvarande utsläpp kostar industrin. Om t ex avgiften inte kan anpassas efter lokala förhållanden kan individuell prövning se till att ett utsatt avrinningsområde inte överbelastas.

### 3.1.6 Kriterier för effektiva avgifter på vattenutsläpp

För att en avgift ska vara en avgift krävs att avgiftskollektivet ges en motprestation från det allmänna. Denna motprestation ska vara direkt riktad till avgiftskollektivet. Det kan diskuteras om en motprestation som är till nytta för andra än avgiftskollektivet är en motprestation: enligt en strikt tolkning klassificeras en sådan avgift snarare som en skatt.

Anledningen till att införa en avgift är att avgiftskollektivet ska styras mot en renare verksamhet utan att för den skull ta resurser från kollektivet som helhet. För att en avgift ska bli styrande krävs då att avgiften riktas mot den icke önskvärda effekten inom avgiftskollektivet, dvs utsläppet, och att motprestationen riktas mot den önskvärda effekten inom avgiftskollektivet, dvs nyttan med verksamheten. På så sätt kommer medel fördelas från de mer förorenande inom kollektivet till de mindre förorenande, och på så sätt styra kollektivet mot en renare verksamhet.

En mer vidlyftig tolkning av avgiftsbegreppet kan vara att fondera de insamlade avgifterna att användas i miljöförbättrande åtgärder vid behov. Det finns flera motiv till varför denna tolkning av avgiftssystem inte fungerar som det ovan diskuterade avgiftssystemet:

1. Avgiften går inte tillbaka till avgiftskollektivet. Nyttan av miljöförbättrande åtgärder tillfaller samhället i stort och därigenom är det tveksamt om det kan klassas som en motprestation. Att medlen fonderas förändrar inte detta.
2. Genom att ta ut en avgift som inte återbetalas genom en motprestation minskar de likvida medlen i industrin för reningsåtgärder. Genom fondering förflyttas medel direkt från möjligheten att genomföra förebyggande åtgärder till en möjlighet till ”uppstädande” åtgärder. Därigenom fås en mycket sen reaktion i systemet på miljöproblem: man reducerar möjligheten att lösa miljöproblemet innan det uppstår.

Ett avgiftskollektiv måste uppfylla två kriterier för att det ska fungera effektivt och inte leda till oönskade fördelningseffekter:

1. Alla emittenter ska ingå. Om emittenter hamnar utanför avgiftskollektivet kommer de inte ha incitament att minska sina utsläpp, varför man potentiellt får mindre kostnadseffektiv och mängdmässigt mindre utsläppsreduktion. Det kan dessutom leda till att konkurrensen snedvrids mellan de som ingår/inte ingår i avgiftskollektivet.
2. Motprestation ska ske efter producerad nytta. Utsläppen från industrin tolereras i och med att de producerar något samhället efterfrågar. Om motprestation relateras till något annat än nyttan kan produktionen i avgiftskollektivet komma att vridas från dess egentliga syfte.

Avgifter på vattenutsläpp är inget undantag från ovanstående kriterier. Det finns dock fler svårigheter som måste bemästras för att effektiva avgifter på vattenemissioner ska kunna införas. En utökad frågelista för vattenavgifter är:

1. Vilka emissioner ska avgiftsbeläggas? (Diskuteras i kapitel 6.2)
2. Är emissioner lika viktiga oberoende av var och när de sker? (Kapitel 8)
3. Vilka är emittenterna för dessa emissioner? (Kapitel 6.2)
4. Kan dessa emittenter avgränsas till ett avgiftskollektiv? (Kapitel 7)
5. Kan emissioner från respektive emittent mätas? (Kapitel 7)
6. Finns det en logisk bas för motprestationer inom avgiftskollektivet? (Kapitel 7.2.2)
7. Kan motprestationerna för respektive emittent mätas på ett objektivt sätt? (Kapitel 7.2.2)

Alla svårigheter ovan kan övervinnas, men i många fall skulle det kräva en så omfattande administration och kontroll att det inte skulle finnas några pengar kvar att återföra i form av motprestationer till avgiftskollektivet, varpå hela avgiftsidén faller. Det gäller att försöka identifiera system som kan hanteras med en rimlig insats av administration och kontroll. Vad en rimlig nivå är givetvis en bedömningsfråga.

## **4 Genomgång av existerande system som kan användas som förebilder**

En genomgång av existerande system i Sverige och EU som kan användas som förebilder och referenser för ett svenskt vattenavgiftssystem.

### **4.1 NO<sub>x</sub>-avgiften**

NO<sub>x</sub>-avgiften infördes i Sverige 1992, och den används ofta som ett bra exempel på hur en avgift kan fungera. 1997 utvärderades NO<sub>x</sub>-avgiften av en utredning (NV-rapport

4717, 1997). Erfarenheter från NO<sub>x</sub>-avgiftssystemet enligt denna utredning är inte enbart positiva:

- Avgiften slår ojämnt mellan branscher: skogsindustrin är nettobetalare till energisektorn. Skogsindustrierna efterfrågar därför en branschvis indelning av avgiftskollektivet för att undvika denna snedvridning av penningströmmar.
- Avgiftssystemet anses vara medföra rimliga kostnader. Installation av mätutrustning ligger på 250 000 – 350 000 kr per anläggning och systemet omfattar 210 anläggningar. Administrationen sköts av ungefär tre heltidsanställda. Således hamnar totalkostnaden för mätning och administration på en relativt liten del av hela systemet som har en omsättning på ca 500 Mkr per år.
- Däremot uppfattas både mät- och åtgärds-kostnader som höga för små anläggningar: de har inte samma möjligheter som större anläggningar att sprida kostnaderna på en stor produktion. Även här efterfrågas någon form av uppdelning av kollektivet i stora och små anläggningar för att undvika en snedfördelning av bördan.
- De emissionsreducerande åtgärder som genomförts ligger i samma storleksordning kostnads-mässigt som avgiften. Således har denna avgift samma styrande effekt som en skatt på motsvarande belopp.
- Avgiften har varit mycket drivande för teknikutveckling.
- Avgiften har haft en god styrande effekt: emissionerna har minskat från ca 100 till 65 mg NO<sub>x</sub>/MJ att avgiften infördes till år 1995. 126 av totalt 210 enheter har installerat utrustning för att minska NO<sub>x</sub>-utsläppen.

Slutsatser som kan vara av nytta för en vattenavgift är således att administrationen kan hållas på en rimlig nivå om inte systemet blir för krångligt. Däremot är det troligtvis nödvändigt att dela upp avgiftskollektivet i subkollektiv för att undvika betalningar mellan sektorer och branscher som har olika möjlighet att påverka sina emissioner, i den mån detta är önskvärt.

## 4.2 Vattenavgifter i EU

I flera andra EU-länder har det under kortare eller längre tid funnits avgiftssystem för vattenförorening (DG Research, 2001). Som vi bedömer det finns det två aspekter av vattenavgiftssystemet som är av intresse att studera i detta sammanhang: dels användandet av s.k. ”polluting units” som avgiftsbas till vilken utsläpp av alla ämnen relateras, dels system för avgiftsuttag för djuruppfödning.

### 4.3 Polluting units

I Tyskland, Belgien och Holland baseras avgifter på utsläpp på en s.k. ”polluting unit”, p.u. Avgiften betalas per p.u. och alla avgiftsbelagda ämnen relateras till denna p.u. Olika funktioner används i de olika länderna för att relatera utsläpp av olika ämnen till p.u.. De ämnen (eller den miljöpåverkan) som kopplas på detta sätt är:

Tyskland: volym, COD, P, N, AOX, tungmetaller

Belgien: volym, SS, COD, N, P, tungmetaller, kylvatten

Holland: COD, N, P, tungmetaller, sulfat, klorid

Det belgiska systemet används i dagsläget enbart för reningsverksutsläpp baserat på volym vattenanvändning: appliceringen på industrin blev för komplicerad (Kommunikation med Lutgarde Fleurinck vid den Flamländska regionen, Vlaamse Milieumaatschappij). Före 1991 användes dock applicering av p.u. för industrin och de baserade då avgiften på en beräkning av utsläpp av enskilda förorenande ämnen:

$$\text{Avgift} = \text{Tariff} * (\text{Volym vatten} * (10^{-6} * \text{SS} + 10^{-6} * \text{BOD} + 7 * 10^{-7} * \text{COD} + 10^{-3} * \text{X} + 10^{-2} * \text{Cd} + 10^{-2} * \text{Hg} + 10^{-4} * \text{N} + 10^{-4} * \text{P}))$$

där SS är koncentrationen av suspended solids (suspenderade partiklar), BOD och COD är koncentration av syretärande ämnen, X är summan av koncentrationen av arsenik, krom, koppar, bly, nickel, silver och zink, Cd, Hg, N och P är koncentrationen av respektive kadmium, kvicksilver, kväve och fosfor.

Beräkningen visar på en möjlighet att vikta avgiften på utsläpp av olika ämnen baserat på deras effekt på miljön. Ovanstående viktning kan givetvis inte användas i Sverige. Utarbetning av viktningssystem måste vara noggrant underbyggt av studier av effekter och utsläppsmängder anpassat för Sverige.

### 4.4 Avgiftsuttag för djuruppfödning i Frankrike

Frankrike har gjort försök att tackla jordbrukets bidrag till vattenföroreningar. Om ett heltäckande avgiftssystem med alla källor ska tas fram är detta en viktig och svår fråga. Systemet för djuruppfödning i Frankrike får tjänstgöra som exempel på hur detta kan ske, och vilka svårigheter det medför.

Systemet är baserat på en relativt komplicerad uträkning. Först och främst är jordbruksföretagen skyldiga att deklarerar nödvändiga produktions- och kvalitetsavgifter till vattenförvaltningskontor, som bestämmer kvalitetsklasser som underlag för avgiftsberäkningen. Sedan finns föroreningskoefficienter för olika djurkategorier vad gäller gram suspenderat material, organiskt material, kväve och fosfor per dag. Organiskt material och kväve beskattas med 400 FRF/kg och den totala årsavgiften räknas ut från ovanstående variabler (ingen avgift tas ut för de månader djur betar utomhus). Därefter beräknas ett avdrag

beroende på vilken kvalitetskoefficient djuruppfödningen erhållit. Denna koefficient beror på gödselvårdsanläggning och hur gödseln sprids. Ett exempel är:

$$100 \text{ kor} * 8/12 \text{ (månader inomhus)} * (1,8 \text{ kg organiskt material} * 400 \text{ FRF} + 0,2 \text{ kg N} * 400 \text{ FRF}) = 53 \text{ 000 FRF (Bruttoavgift)}$$

Avdrag om gödselvårdsanläggning är av klass III och spridningen anses vara acceptabel:  $0,48 * 53 \text{ 000} = 25 \text{ 440 FRF}$

Nettoavgift (fakturerad avgift):  $53 \text{ 000} - 25 \text{ 440} = 27 \text{ 560 FRF}$

(Exempel hämtat från Gustavsson, 2000)

## 5 Ämnen och emittenter

I detta kapitel redovisas vilka ämnen som tidigare har prioriterats som farliga för vattenmiljön. Därefter presenteras de viktigaste emittenterna för dessa ämnen, och slutligen ges ett förslag på vilka principer som bör avgöra ämnen som bör avgiftsbeläggas.

### 5.1 Vilka ämnen berörs?

#### 5.1.1 Förorenande ämnen enligt ramdirektivet för vatten 2000/60/EEG

Ramdirektivet för vatten reglerar utsläppen av förorenande ämnen utgående från deras effekt på vattenmiljön. I Bilaga VIII ges en generell definition av de huvudsakliga förorenande ämnena:

- Organiska halogenföreningar och ämnen som kan bilda sådana föreningar i akvatisk miljö
- Organiska fosforföreningar
- Organiska tennföreningar
- Ämnen för vilka cancerogena eller mutagena effekter påvisats eller egenskaper som kan påverka steroidogena funktioner, sköldkörtelns funktioner, fortplantningen eller andra endokrina funktioner.
- Svårnedbrytbara kolväten och svårnedbrytbara och bioackumulerbara organiska, toxiska ämnen.
- Cyanider
- Metaller och deras föreningar.
- Arsenik och dess föreningar.
- Biocider och växtskyddsmedel.
- Uppslammade ämnen.
- Ämnen som bidrar till eutrofiering (i synnerhet nitrater och fosfater)



- Syretärande ämnen (mätbara med hjälp av parametrar som till exempel BOD-biochemical oxygen demand och COD-chemical oxygen demand).

### 5.1.2 Prioriterade ämnen enligt beslut nr 2455/2001/EG

I Bilaga X till ramdirektivet för vatten (beslut nr 2000/60/EG) ges en lista över prioriterade ämnen, som till skillnad från bilaga VIII identifierar enskilda ämnen. Bilaga X specificerar toxiska ämnen. Prioriterade ämnen definieras som "förorenande ämnen eller grupper av förorenande ämnen som innebär en betydande risk för vattenmiljön *eller* som via vattenmiljön utgör en sådan risk, inklusive sådana risker för vatten som används för uttag av dricksvatten".

Prioriterade farliga ämnen definieras i detta direktiv som "ämnen eller grupper av ämnen som är toxiska, beständiga och har benägenhet för bioackumulering, samt andra ämnen eller grupper av ämnen som ger upphov till motsvarande farhågor". Prioritering av ämnen utgår från:

- Belägg för ämnets inneboende toxicitet, och
- Belägg genom miljöövervakning om ämnets utbredda förorening av miljön, eller
- Belägg genom andra styrkta faktorer som indikerar en utbredd förorening, t.ex. produktions- eller användningsmängden av det berörda ämnet samt användningsmönstret.

De prioriterade ämnena är för närvarande 33 till antalet, varav 11 är s.k. prioriterade farliga ämnen (se Appendix). När ett ämne har förts upp på listan ska kommissionen inom två år föreslå utsläppsbegränsningar och miljö kvalitetsnormer för att kontrollera utsläppen av ämnet. Om ingen överenskommelse kan nås får medlemsstaterna själva föreslå begränsningar och kontrollera utsläppen. De prioriterade farliga ämnena ska fasas ut vilket innebär att alla utsläpp till vattenmiljön ska upphöra inom en 20-års period. I Sverige är redan flera av de prioriterade farliga ämnena förbjudna alternativt att utfasning pågår.

För övriga prioriterade ämnen ska utsläpp till vattenmiljön minska. Om grupper av ämnen har valts ut, anges typiska enskilda representanter som indikatorer (inom parentes och utan nummer). Fastställandet av regleringar kommer att riktas in på dessa enskilda ämnen utan att detta hindrar att andra enskilda representanter inbegrips om detta är lämpligt.

### 5.1.3 Prioriterade ämnen i Sverige enligt miljörapporteringen

Miljörapporteringen i Sverige syftar till att redovisa hur verksamheter med tillståndspliktig miljöfarlig verksamhet har tillgodosett kraven och hänsynsreglerna i miljöbalken. En del av miljörapporterna utgörs av emissionsdeklarationer, som är en viktig källa till information om utsläpp till vatten och luft av vissa kemikalier från enskilda större anläggningar (se Appendix). I detta arbete har vi inte inkluderat de ämnen som enbart ska rapporteras som utsläpp till luft. Som framgår är många ämnen gemensamma för miljörapporteringen och vattendirektivets prioriterade ämnen.

## 5.2 Vilka emittenter finns?

### 5.2.1 Eutrofierande ämnen: kväve och fosfor

Utsläppen av eutrofierande ämnen kväve och fosfor har källor i form av punktutsläpp och diffusa utsläpp. Punktutsläppen är mätbara i definierade avgränsade punkter ofta genom utsläpp i ett rör. Diffusa källor däremot, är som de låter mer diffusa i sin karaktär av utsläpp och går oftast inte att bestämma genom mätning i en punkt. De diffusa källorna är läckage eller transport av närsalter från en mark och deposition av närsalter från atmosfären. De diffusa källorna beräknas i dagsläget med modeller som beskriver t.ex. det dynamiska närsaltläckaget från en mark eller balanser av växtnäring på en gård. Modellerna utgår från den kunskap man har idag om processer som påverkar läckaget och kalibrerar och validerar resultaten mot uppmätta data i fält och vattendrag som samlar vatten från ett stort antal källor. Ifrån i stort sett all mark finns ett naturligt lågt läckage av närsalter som orsakas av de biogeokemiska processer som äger rum i marken oavsett om människan påverkat marken. Denna bakgrundsbelastning måste också beräknas för att den mänskligt påverkade (antropogena) andelen av läckaget ska bestämmas och för att utrymmet för möjliga minskningar av läckaget genom åtgärder ska uppskattas.

I Sverige är de antropogena diffusa källorna till kväve och fosfor större än punktutsläppen. De största punktutsläppen är utsläpp från avloppsreningsverk, industrier och enskilda avlopp. De industribranscher som berörs är framför allt skogsindustri, organisk kemisk industri, järn- och stålverk, livsmedelsindustri och oorganisk kemisk industri (Naturvårdsverket 1997). Den antropogena diffusa belastningen kommer framförallt från jordbruksmarkens läckage, men bidrag kommer även från skogsmark som kalhuggits och genom deposition på sjöytor. Dagvatten brukar betraktas som punktutsläpp eftersom de dränerar hårdgjorda ytor och förs till ett dagvattensystem med rör eller till reningsverken. För fosfor har avlopp från mjölkkrum haft ett betydande bidrag till utsläppen av fosfor till vattenmiljön, men betraktas nu som en källa av mycket liten betydelse.

Belastningen på ytvatten och till havet av närsalterna har sammanställts inom projektet TRK (Transport, retention, källfördelning)-belastning på havet i ett samarbete mellan SLU och SMHI på uppdrag av Naturvårdsverket (projektets hemsida, [www.nrciws.slu.se/TRK/index.html](http://www.nrciws.slu.se/TRK/index.html), kan besökas i avvaktan på rapporten som ska tryckas i november inom Naturvårdsverkets serie). Resultaten från projektet har redovisats till HELCOM för den så kallade sammanställningen pollution load compilation, PLC-4.

Beräkningarna visar att den antropogena bruttobelastningen av kväve till ytvatten (sjöar och vattendrag uppgick till 102 800 ton/år under perioden 1985 – 1999 baserat på punktutsläpp från år 2000 eller senast tillgängligt data samt jordbruksstatistik från år 1999 (Tabell 1). Därtill kom 11 600 ton/år i punktutsläpp direkt till havet. För norra Sverige kan konstateras att det antropogena bidraget från diffusa källor fördelades relativt lika mellan hyggen, jordbruksmark och deposition på sjöar. I södra Sverige däremot dominerade det antropogena bidraget från jordbruksmarken. Punktutsläppen utgjorde cirka 25 % av den totala antropogena bruttobelastningen. Dagvatten hanterades i beräkningen som en diffus källa.

Tabell 1. Antropogen bruttobelastning av kväve per diffus källa och punktkälla (ton/år). Värderna är avrundade till närmaste hundratal ton. Period 1985 – 1999. Från TRK-projektet.

Havsbassäng	Bottenviken	Bottenhavet	Östersjön	Öresund	Kattegatt	Skagerack	Sverige
Hygge <sup>2)</sup>	1 000	3 700	500	<50	1 100	100	6 400
Jordbruksmark <sup>1)</sup>	1 100	4 300	22 100	6 500	24 000	2 500	60 600
Deposition på sjöar	1 500	3 200	4 900	100	7 600	200	17 400
Dagvatten	< 50	< 50	100	< 50	< 50	< 50	200
Σ diffusa källor	3 500	11 300	27 700	6 600	32 800	2 700	84 600
Enskilda avlopp	200	900	1 900	100	1 300	200	4 600
Reningsverk	400	1 800	4 900	300	3 500	100	11 000
industri	200	800	600	< 50	900	< 50	2 600
Σ Punktutsläpp	800	3 500	7 300	400	5 800	300	18 200
Antropogent Punktutsläpp	4 400	14 800	35 000	7 000	38 500	3 100	102 800
+ diffus							
Reningsverk direkt till hav	800	1 700	3 600	800	1 800	300	9 100
Industri direkt till hav	300	1 300	600	100	100	100	2 500
<b>ΣAntropogen</b>	<b>5 500</b>	<b>17 800</b>	<b>39 200</b>	<b>7 900</b>	<b>40 400</b>	<b>3 500</b>	<b>114 300</b>

1. Beräknat som läckage till rotzonen
2. Beräknat som läckage till vattendraget

För fosfor är de diffusa källorna, brutto, ungefär lika stora som punktkällorna (Tabell 2). Intressant är att utsläpp från enskilda avlopp har ett stort bidrag för fosfor. Depositionen av fosfor antogs ha ett försumbart bidrag.

Tabell 2. Antropogen- respektive bakgrundsbelastning samt summa belastning av fosfor (ton/år) inklusive punktkällors belastning direkt på havet. Avrundat till närmaste tiotal ton. Period 1985 – 1999. Från TRK-projektet.

Havsbassäng	Bottenviken	Bottenhavet	Östersjön	Öresund	Kattegatt	Skagerack	Totalt Sverige
Åkermark + bete	50	170	510	80	570	70	1440
Hygge	10	20	<5	<5	<5	<5	30
Dagvatten från tätorter	<5	10	70	10	40	10	140
Σ Antropogen diffus	60	200	580	80	610	70	1 610
Mjölkrum	<5	<5	<5	<5	<5	<5	10
Enskilda avlopp	30	130	260	20	180	30	640
Reningsverk	30	80	170	30	160	20	490
Industri	20	190	70	0	80	10	370
Σ Punktutsläpp	90	400	500	50	420	60	1 520
Σ Antropogen belastning	140	610	1 080	140	1 030	130	3 130
Σ Bakgrund	1100	1820	230	10	370	40	3580
Σ Belastning	1240	2430	1310	150	1410	170	6710

Närsalterna genomgår biogeokemiska processer under transporten genom mark, sjöar och vattendrag på väg till havet som innebär en minskning av belastningen på havet. Processerna gällande kväve i sjöar omfattar denitrifikation, växtupptag, algproduktion och mineralisering och brukar gemensamt kallas retention. Den största retentionen sker i sjöar och ju längre omsättningstid desto större retention. Fosfor har i vissa sjöar lagrats upp i sedimenten under en lång period av hög belastning. Upplagrat fosfor kan i vissa fall vid syrefria förhållanden frigöras från sedimenten och åter vara tillgängligt i vattenmiljön. Beräkningarna i TRK-projektet redovisar även nettobelastningen av kväve på havet efter den sammanlagda retentionen under vägen till havet. Beräkningarna visar att den antropogena nettobelastningen av kväve till havet via svenska vattendrag uppgick till 67 100 ton/år (Tabell 3), vilket innebär att cirka 65 % av bruttobelastningen av kväve avskiljts genom retention i sjöar och mark. För norra Sverige kan konstateras att det antropogena bidraget från diffusa källor fördelades relativt lika mellan hyggen, jordbruksmark och deposition på sjöar. I södra Sverige däremot dominerade det antropogena bidraget från jordbruksmarken. Punktutsläppen utgjorde cirka 30 % av den totala antropogena nettobelastningen.

Tabell 3. Antropogen nettobelastning av kväve per diffus källa och punktkälla (ton/år). Nettobelastning beräknad efter retention. Värden är avrundade till närmaste hundratal ton. Period 1985 – 1999. Från TRK-projektet.

Havsbassäng	Bottenviken	Bottenhavet	Östersjön	Öresund	Kattegatt	Skagerack	Sverige
Hygge	900	3 200	300	< 50	800	< 50	5 200
Jordbruksmark	700	2 900	13 000	4 500	15 700	1 800	38 700
Deposition på sjöar	900	2 200	2 000	< 50	5 300	100	10 500
Dagvatten	< 50	< 50	100	< 50	< 50	< 50	200
Σ diffusa källor	2 600	8 300	15 400	4 600	21 800	2 000	54 700
Enskilda Avlopp	100	600	1 000	100	800	200	2 700
Reningsverk	400	1 500	2 600	300	2 800	100	7 700
industri	200	700	300	< 50	700	< 50	2 000
Σ Punktutsläpp	800	2 800	3 900	400	4 300	300	12 500
Antropogent Punktutsläpp + diffus	3 300	11 100	19 300	5 000	26 100	2 200	67 100
Reningsverk direkt till hav	800	1 700	3 600	800	1 800	300	9 100
Industri direkt till hav	300	1 300	600	100	100	100	2 500
<b>Σ antropogen</b>	<b>4 400</b>	<b>14 100</b>	<b>23 500</b>	<b>5 900</b>	<b>28 000</b>	<b>2 700</b>	<b>78 700</b>

### 5.2.2 Toxiska ämnen

Naturvårdsverket och Kemikalieinspektionen har gjort en utredning om införandet i Sverige av direktiv 76/464/EG om utsläpp av vissa farliga ämnen (Naturvårdsverket 2002b). Inom utredningen redovisades totala mängden av ämnet i ton som förbrukades, antal produkter där ämnet används, funktionen av ämnet och branscher där ämnet används (enligt produktregistret). I den lista som presenteras i Appendix har uppgifter om branscher införts för vissa ämnen. Förutom att ämnen kan spridas från dessa branscher, till följd av avsiktlig användning, kan många ämnen även spridas från andra punktkällor, t.ex. förbränningsanläggningar och reningsverk, samt diffust bl.a. genom användning av varor, t.ex. lösningsmedel från färg samt metaller från slitage av bromsbelägg. Exempel på sådana källor ges för vissa ämnen i Appendix, tillsammans med uppgifter om ämnena är tillåtna i Sverige.

De spridningskällor som listas för respektive ämne är inte kompletta. Kunskapsläget vad gäller spridning av kemikalier i Sverige är begränsat, både i ett kvalitativt och kvantitativt hänseende. För de ämnen som ingår i emissionsdeklarationerna (se Appendix) ska utsläpp till vatten och luft redovisas från större anläggningar (A- och B-anläggningar). Arbete pågår dock med att förbättra underlaget för data om utsläpp av kemikalier, inom ett konsortium benämnt SMED (Svenska MiljöEmissionsData) bestående av IVL, SCB och SMHI.

I Naturvårdsverket (2002b) föreslås också gränsvärden för ytvattenkvalitet för ämnen som inte regleras inom Naturvårdsverkets föreskrifter (SNFS 1995:7). Gränsvärden har dock inte kunnat ansättas för ett stort antal ämnen på grund av att tillräckligt underlag inte funnits till hands. Inom direktiv 76/464/EG berörs 17 av de 33 prioriterade ämnena enligt bilagan till ramdirektivet för vatten (2455/2001/EG).

Som nämns i kapitel 4 är det väsentligt att samtliga betydande emittenter av ett ämne omfattas av ett avgiftssystem. Begränsad eller osäker tillgång på data gällande diffusa utsläpp begränsar möjligheten att avgiftsbelägga samtliga emittenter av ämnen och ett avgiftssystem kan därmed vara snedfördelat för vissa ämnen. Det kan även vara praktiska svårigheter med att avgiftsbelägga diffusa emittenter. Exempel på ämnen för vilka diffusa emissioner kan utgöra en stor andel av de totala utsläppen i Sverige är:

- PAH (vedeldning, trafik)
- Bensen och xylen (trafik)
- Bromerade difenyletrar (flamskyddsmedel som anses spridas från varor under användning).

### 5.3 Principer för selektion av ämnen som kan avgiftsbeläggas

För eutrofierande utsläpp är det naturligt att kväve och fosfor bör avgiftsbeläggas, men för toxiska ämnen är bilden något mer komplicerad. Utgångspunkten för vilka ämnen som bör inkluderas i ett avgiftssystem är de ämnen som listas i Appendix, exklusive ämnen som inte är tillåtna att användas i Sverige och inte heller sprids på något annat sätt. De ämnen som är prioriterade farliga ämnen och som ska fasas ut inom en 20-årsperiod bör prioriteras för ett avgiftssystem, i den mån som det inte finns möjlighet att inkludera alla ämnen. Flera av dessa är dock redan förbjudna i Sverige. Det måste betonas att fler ämnen är under övervägande om de ska klassas som prioriterade farliga ämnen, och hela listan ska dessutom genomgå en översyn inom några år. Även föreskrifterna för miljörapportering kommer att revideras. Den lista som ges i Appendix återspeglar alltså situationen i november 2002.

Ramdirektivets bilaga VIII (kapitel 5.1.1) ger allmänna definitioner av förorenande ämnen. Det finns sannolikt fler ämnen som passar in under dessa definitioner och som kan visas utgöra en betydande risk för vattenmiljön i Sverige. Avgiftssystemet bör vara öppet för även innefatta sådana ämnen. Detta skulle t.ex. kunna gälla bekämpningsmedel, eftersom merparten av de i Sverige använda bekämpningsmedlen inte ingår i Appendix. För dessa ämnen väljer vi dock att hänvisa till den pågående Utredningen Översyn av skatterna på handelsgödsel och bekämpningsmedel.

En ytterligare aspekt vid ämnesval är att det måste finnas underlag för utsläppsdata, och att dessa måste ha någorlunda hög täckningsgrad vad avser ämnets totala utsläpp i Sverige. Ämnen med stora diffusa utsläpp kan i vissa fall vara svåra att avgiftsbelägga.

## 6 Avgifter och avgiftskollektiv

I detta kapitel visas några exempel på möjligheten att avgränsa avgiftskollektiv för några ämnen. En djupare fallstudie görs för kväve och fosfor, i och med att det är för dessa ämnen som datatillgången är som bäst.

### 6.1 Exempel på några representativa toxiska ämnen

Det är inte alltid självklart vilka som är ansvarigt för ett visst utsläpp. I detta kapitel avser vi att illustrera detta med några exempelämnen. Exempelen ska illustrera de olika utsläppsvägar som ämnen har och på vilket sätt dessa ämnens utsläpp kan påverkas genom åtgärder. Problemen med att begränsa avgiftskollektivet och återföringen av avgiften belyses genom exemplen. Ämnena har valts på grund av deras olika upplagring och spridningsvägar i samhället. Avgifter bör rimligen åläggas den som orsakar utsläppen. För att ett avgiftssystem ska ge positiva miljöeffekter krävs dessutom att avgifterna drabbar sektorer (t.ex. industri, jordbruk, energi etc.) där minskningar är möjliga att er hålla. En kartläggning av de största källorna till respektive ämne är en förutsättning för att systemet ska få ett genomslag i miljön. Även när källorna identifierats kan allokeringsproblem föreligga. I det följande avser vi att illustrera hur avgiftskollektiv kan identifieras för tre ämnesgrupper: PAH, kväve- och fosforföreningar samt två metaller (koppars och kadmium). Vi ger exempel på avgiftskollektiv för respektive ämne, men det bör betonas att ämnena även sprids från andra källor än de som nämns här.

#### 6.1.1 PAH

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är en grupp ämnen där bl.a. flera cancerogena ämnen ingår. Vissa enskilda anläggningar står för en stor del av Sveriges utsläpp av PAH, t.ex. primär produktion av aluminium. Det finns även diffusa källor som är av stor betydelse, framförallt småskalig vedeldning och vägtrafik. Eventuellt har dock vägtrafikens utsläpp av PAH till luft minskat under senare år. Spridning till luft bidrar även till belastningen av PAH i vattenmiljön genom att särskilt de tyngre PAH-föreningarna tvättas ut genom deposition. PAH anses också spridas i stora mängder från vägtrafik direkt till vatten, sannolikt från däck.

Frågan ställer sig var ansvaret för utsläpp av PAH från vägtrafiken ligger: bensinbolagen, biltillverkarna eller bilisterna? PAH ingår i bensin och diesel vilket lägger ett ansvar på bensinbolagen. De senare årens renare bränslen anses ha bidragit till lägre

emissioner av PAH från trafiken (t.ex. Wingfors et al., 2001), vilket visar att utsläppen kan påverkas i detta led. Även motorutveckling och avgasrening kan bidra till lägre emissioner, och sist men inte minst påverkas utsläppen av körsätt och underhåll. Generellt torde utsläppen vara lägre från nya fordon jämfört med äldre. Däremot saknas underlag för att kunna jämföra olika nya bilmodeller.

Minst tre parter kan alltså styra minskningen av PAH från biltrafiken: bensintillverkarna kan förbättra kvaliteten på bränslet; bilindustrin kan förbättra filterförmåga och bränsleförbränningen i bilarna; trafikanterna kan minska sin bensinförbrukning. Återföring av avgiften till avgiftskollektivet för att uppnå en förbättrad miljösituation är därmed för PAH inte trivial. Den PAH som härrör från däck kan påverkas genom att välja däck utan s.k. HA-oljor. Frågeställningen är här densamma, vilar ansvaret hos producenter eller konsumenter?

Småskalig vedeldning är för närvarande en än mer betydande källa till PAH i luft (t.ex. Finstad et al., 2001). Eftersom detta till stora delar sker i hushållen är det rimligen dessa som ska avgiftsbeläggas. Användningen av ved är dock inte möjlig att kontrollera och avgiftsbelägga på samma sätt som t.ex. olja.

### **6.1.2 Kadmium och koppar**

Koppar och kadmium är två metaller som har spridits i stor omfattning till miljön. Halterna är ofta förhöjda jämfört med metallernas naturliga förekomst, och effekter särskilt på lägre organismer kan inte uteslutas i vissa miljöer. I Sverige är den aktuella spridningsbilden olika för dessa två metaller: koppar är i många avseenden ett tätortsproblem medan kadmium framförallt uppmärksammas inom jordbruket.

Koppar sprids bl.a. från de mängder som upplagrats i samhället i form av vattenledningar och kopparkoppar. Dessa källor har även identifierats som de viktigaste källorna av koppar till reningsverken i Stockholm, medan de större företag som rapporterar sina utsläpp endast bidrar med några procent (Sörme och Lagerkvist, 2002). Denna spridning uppstår alltså till följd av att ämnet använts och byggt in i samhället under lång tid. En annan källa till koppar är slitage av bilarnas bromsbelägg (Sternbeck et al., 2001). För denna spridning, som också är diffus, är det något lättare att identifiera ett avgiftskollektiv (se diskussionen om PAH ovan).

Ett uppenbart problem med ämnen såsom koppar är just att de har så lång uppehållstid i samhället. Upplagring under lång tid innebär att mängderna kan bli stora och framförallt att spridningen kan bli stor jämfört utsläppen från de mängder som omsätts inom industrin.



Kadmium skiljer sig från koppar i det avseendet att den avsiktliga användningen har minskat i betydelse, i enlighet med beslut om utfasning. Inom jordbruket bidrar handelsgödsel med betydande mängder kadmium (KemI, 2000).

För närvarande pågår arbete att beräkna Sveriges totala utsläpp av metaller, bl.a. koppar och kadmium, till luft, både från industrier och diffusa källor. När detta arbete är klart kan man med större säkerhet avgöra om punktkällor står för en betydande del av de totala utsläppen av dessa metaller i Sverige. Ett motsvarande arbete för utsläpp till vatten saknas, även om det bör gå att utnyttja sammanställningar av miljörapporterna för att identifiera de mest betydande punktkällorna.

## 6.2 Fördjupad fallstudie för N och P

Kväve och fosfor bidrar till eutrofiering, vilket ofta anses som det allvarligaste vattenproblemet i Sverige för tillfället. Kväve och fosfor är även de ämnen som det finns bäst data för. Av dessa anledningar har en fördjupad fallstudie av möjligheter att avgiftsbelägga kväve och fosfor gjorts.

### 6.2.1 Utsläpp och källor

Kväve och fosfor har stora diffusa källor och punktkällor. Enligt tabellerna ovan från TRK-projektet utgör de antropogena diffusa källorna, brutto, nära 75 % av kväveutsläppen och cirka 50% av fosforutsläppen. De diffusa källorna är svåra att kvantifiera genom mätprogram eftersom transporten från marken sker genom infiltration av vatten till grundvattnet eller genom ytavrinning och avrinning till dräneringsrör. Bidrag från nedfall av kväve beräknas idag med atmosfärsmodellen MATCH på SMHI och den största delen utgörs av långväga transporterat (utanför Sverige) bidrag (>80% av kväveföreningarna i depositionen 1998, Kindbom m.fl. 2001). Markanvändning som bidrar med mänskligt påverkad belastning av kväve och fosfor är framförallt jordbruksmark och mark som används för skogsbruk. Hårdgjorda ytor i städer har dagvattensystem som samlar regnvatten med deponerat kväve (i första hand) och kan ha betydelse lokalt, men ur nationellt perspektiv är bidraget väldigt litet (<5% av totala belastningen). Kväveläckaget från jordbruksmarken styrs till stor del av vilken gröda som odlas på vilken jordart och vilken strategi för jordbearbetning och gödsling man använder (t.ex. Johnsson och Hoffmann, 1997). Idag ges miljöstöd via länsstyrelserna av EU-medel för utebliven höstbearbetning och insådd av så kallade fånggrödor ([www.jordbruksverket.se](http://www.jordbruksverket.se) för mer information). Båda dessa miljöstöd leder till att marken är täckt av kväveupptagande växtlighet större del av året så att mindre mängder kväve läcker ut till vattenmiljön. Dessutom kan stöd erhållas för anläggning av våtmark och skyddszoner som också hindrar närsaltläckaget. Funktionen för belastningen av fosfor från jordbruksmark är inte lika väl utredd som för kväve, men samband finns mellan transport av fosfor och höga flöden av avrinning, stallgödsling och jordart. Skogsbrukets effekter på läckage av

närsalter beror på att växter tas bort som annars skulle ta upp näringsämnen och på grund av att ingen växtlighet heller tar upp vatten vilket då ökar avrinningen och med den ökar den totala transporten. Tidsfaktorn för påverkan från skogsbruk är ytterligare en komplicerande effekt. Det tar lång tid för etablering av växter efter en kalavverkning: effekten av skogsbruket kan vara upp till hela 12 år efter avverkning i norra Sverige. Markberedning och gödsling kan också öka läckaget av närsalter från skogsmark. Effekterna av skogsbruk har studerats i ett antal försöksområden vilket ger en översiktlig bild av effekten för t.ex. TRK-projektet (Löfgren och Westling, 2002), men det finns inte tillräckligt med mätningar för att kunna ge underlag till att beräkna effekten för enskilda markägares effekt på belastning på vattenområdet.

Punktutsläppen har betydande bidrag till utsläppen till vattenområdet. Reningsverken har som nämnts i bakgrunden åtgärdats under en lång period och utsläppen av speciellt fosfor är nu relativt små (15% av totala antropogena fosforbelastningen enligt TRK-projektet). Enskilda avlopp bidrar istället med större mängder av utsläpp än både reningsverk och industrier (20 % av totala antropogena fosforbelastningen kommer från enskilda avlopp enligt TRK-projektet). För kväve är situationen annorlunda med enbart 4% bidrag från enskilda avlopp och 10% bidrag från reningsverk av den totala antropogena kvävebelastningen brutto. Bidragen från enskilda avlopp är svår att mäta och kan variera stort beroende på typ av anläggning, ålder, skötsel och användning. Beräkningarna har stora osäkerheter beroende på dessa variationer och bidraget från varje enskild fastighetsägare kan inte bedömas från de beräkningarna. Industrier har antingen egna reningsanläggningar eller leder sitt avloppsvatten till reningsverk vilka tar ut en avgift för mottaget vatten.

Utifrån ovanstående diskussion kan följande sammanställas. Bidragen från skogsbruk, och enskilda avlopp är svåra att härleda till enskilda företag beroende på dåligt underlag av mätningar och kunskap. Nedfall av kväve kommer framförallt från långväga transporterade atmosfärsföroreningar och kan därför inte omfattas av ett avgiftskollektiv inom Sverige. Uteslutande av nedfall av kväve innebär t.ex. att nära 20% av bidragen till antropogen kvävebelastning missas i Kattegatts tillrinningsområde (TRK-projektet, Tabell 1). Om skogsbruket inte inkluderas i avgiftskollektivet missas framförallt kvävebidrag inom Bottenvikens tillrinningsområde (ca 25% av antropogena kvävebelastningen), men i norra Sverige är övergödning inget stort problem. Om enskilda avlopp utesluts ifrån avgiftskollektivet bedöms att ca 20% av antropogena fosforbelastningen missas (ca 25% till Egentliga Östersjön enligt den kunskap som finns tillgänglig idag, Tabell 2). Jordbruksmarkens användning och bidrag till utsläpp finns det bättre kunskap och redovisning om, för kväve dessutom bättre än för fosfor. Jordbruksmarkens bidrag till belastning är stora, men att bedöma storleken per företag är ett omfattande arbete på grund av alla styrande faktorer som varje enskild företagare kan påverka. Punktutsläppen är klart avgränsade till enskilda företag och mätningar bör finnas tillgängliga, men deras bidrag är inte dominerande.

## 6.2.2 Existerande klassificeringssystem

I den mån som det finns existerande system som kan användas för att avgränsa avgiftskollektivet för kväve och fosfor bör dessa givetvis utnyttjas. Här presenteras vilka möjligheter som finns för de viktigaste källorna till utsläpp.

För i stort sett alla utsläpp, och inte minst för kväve och fosfor, skulle ett avgiftssystem som enbart täcker in punktkällor vara ganska meningslöst: man missar då så stor del av utsläppen att styrningen blir svag. Därför måste även diffusa källor klassificeras och inordnas i avgiftskollektiv.

### Punktkällor

Miljöfarliga verksamheter har tillståndsplikt enligt Miljöbalken om de är klassade som A-anläggning (tillstånd söks hos miljödomstol) eller B-anläggning (tillstånd söks hos länsstyrelse). Anmälningsskyldighet finns för de som klassas som C-anläggningar (anmälan hos kommunala nämnden). Klassningen definieras i bilaga till förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (1998:899). Genom förteckningen av miljöfarlig verksamhet bedöms att alla punktkällor av relevans för närsalter kartläggs utom enskilda avlopp. C-anläggningar står naturligt nog inte för de största punktutsläppen, men bidrar ändå genom sin mängd betydligt till den totala utsläppsbilden, varför de inte kan ignoreras. Förutom detta skall även verksamheter som hanterar farliga ämnen i vissa kvantiteter (enligt samma bilaga) prövas av miljödomstol eller länsstyrelse: dessa kallas U-anläggningar. I och med att U-anläggningar inte släpper ut dessa ämnen (i så fall hade de klassificerats som A-, B- eller C-anläggning) är de inte relevanta för utsläppskälleredovisning.

C-anläggningar redovisar inte alltid sina emissioner, utan har endast plikt att anmäla sin verksamhet. Därför kan en avgiftsbeläggning av C-anläggningar medföra ytterligare administration, i och med att kvantitativa uppgifter måste samlas in regelbundet. Ett möjligt system för uppskattning av kemikalieemissioner från små- och medelstora företag har föreslagits av SMED-konsortiet (Looström-Urban et al., 2002), vilket skulle kunna användas som utgångspunkt för denna uppgiftsinsamling.

### Markanvändning

Den areala markanvändning som i TRK-projektet antogs betydande påverka den antropogena belastningen på vattnet är jordbruk, skogsbruk och hårdgjorda ytor inom städer. Mark som används i syfte för skogsbruk måste anmäla för samråd enligt förordning 1998:904 om täkter och anmälan om samråd till skogsvårdsstyrelsen. Jordbruksmark som ska tas ur produktion skall anmälas för samråd till länsstyrelsen enligt samma förordning som ovan. Enligt miljöbalken är djurgårdar med > 100 djurenheter (t.ex. 1 ko=1 djurenhet) tillståndspliktiga. Länsstyrelsen får föreskriva anmälningsskyldighet för samråd enligt 12 kap. 6 § andra stycket miljöbalken i fråga om särskilda slag av verksam-

heter eller åtgärder som kan medföra skada på naturmiljön. Motsvarande befogenhet har i stället skogsvårdsstyrelsen, om verksamheten eller åtgärden skall utföras på mark som omfattas av skogsvårdslagen (1979:429).

Mark som används till jordbruksmark redovisas detaljerat årligen till länsstyrelserna för att erhålla EU:s jordbruksstöd, glesbygdssöd och miljöstöd. Areal som anmälts för jordbruksstöd lagras i Jordbruksverkets databas, IAKS (Integrerat Administrativt Kontroll System). Skogsmark som ska slutavverkas anmäls till länsstyrelsen som ger tillstånd för en viss areal som ska avverkas inom en period av två år. Areal anmäld för slutavverkning arkiveras i Skogsvårdsorganisationens databas "Kotten". Detta innebär att viss överareal kan vara inbyggd i databasen eftersom enbart anmälningar är tillståndspliktigt och inte redovisningen i efterhand.

Anmälningarna för miljöstöd innebär att jordbrukarna anmäler för att få stöd för miljömässiga åtgärder inom sitt företag som areal med insådd av fånggrödor och utebliven höstbearbetning. Teoretiskt sett kan man då anta att de som inte sökt stöd heller inte tillämpar dessa åtgärder och eventuellt skulle en avgift kunna grundas på de uppgifterna, med hänsyn tagen till situationer där fånggrödor och vårbearbetning inte är lämpligt. Det finns dock risk för att åtgärder inte anmäls även om de genomförs eftersom systemet är frivilligt. Ytterligare utredningar behövs naturligtvis om det är en rimlig grund för avgift.

### **Enskilda avlopp**

Enskilda avlopp står som tidigare nämnts för en betydande del av fosforutsläppen, även om deras bidrag till kväveutsläppen är begränsade. Enligt en intern rapport inom SMED-konsortiet (Wallgren och Wallenberg, 2002) dras uppskattningen av det totala bidraget av närsalter från landets ca en miljon enskilda avlopp med fyra huvudsakliga osäkerheter: utsläppen per hushåll, fördelningen av olika reningstekniker, reningen i respektive anläggningstyp (speciellt i relation till anläggningens ålder), och retentionen under det renade avloppsvattnets väg mellan anläggningen och det lokala vattendraget. Av dessa fyra faktorer kan endast hushållens utsläppsmängder sägas vara tillräckligt väl undersökt.

Det finns en stor skillnad mellan Sveriges kommuner med avseende på kunskap om de enskilda avloppen: i flera fall finns inte ens sammanställd kunskap om hur många de enskilda avloppen är eller om de är godkända eller icke-godkända.

I fastighetsregistret är informationen knuten till taxeringen och den allmänna självdeklaration. Fastigheter vars värde understiger 50.000 kr finns ej med. Ny information fångas upp vart sjätte år i samband med den allmänna fastighetsdeklarationen, samt vid särskild fastighetsdeklaration som sker årligen:

1. vid nybyggnation;
2. då bygglov ges; eller
3. då värdet förändras med minst 1/5 av värdet (dock minst 25.000 kr), t.ex. genom att anslutningsavgift betalas.

När ett enskilt avlopp ansluts till det kommunala VA-systemet beräknas värdeförändringen vara 30.000 kr. Det innebär att för fastigheter med ett taxeringsvärde som överstiger 150.000 kr sker det inte någon särskild fastighetsdeklaration i samband med kommunal VA-anslutning, förutsatt att det inte sker någon annan värdehöjande åtgärd samtidigt.

Genom fastighetsregistret finns således en möjlighet att fånga upp vilken typ av enskilt avlopp som en fastighet har, även om denna information inte registreras idag. Det finns dock i dagsläget inte tillräcklig kunskap för att säga vilket bidrag till närsaltsutsläpp en viss typ av anläggning medför. Dessutom är det troligt att andra variabler, såsom nyttjandegrad, retention mellan anläggning och vattendrag och ålder på anläggning i lika stor grad påverkar närsaltsutsläpp som typ av anläggning. Det är därför troligtvis svårt att införa en avgift relaterad till utsläpp från enskilda avlopp.

### 6.2.3 Bas för återförande av avgift

För att en avgift ska vara en avgift och inte en skatt ska avgiften återföras till avgiftskollektivet. En bred tolkning av detta är att avgiftspengarna kan fonderas och användas till miljöförbättrande åtgärder i anslutning till avgiftskollektivet. En mer strikt tolkning är att avgiftspengarna ska gå tillbaka direkt till avgiftskollektivet utan krav på ytterligare motprestationer.

Avgifter som ska återföras måste utgå från en bas för återförande. För att avgiften ska vara styrande i rätt riktning bör avgiften tas ut på det som inte önskas (utsläpp, eller, än mer stringent, miljöeffekt) och återföras utifrån det som önskas (den nytta som den förorenande verksamheten producerar). Vad denna nytta är relativt enkelt att definiera för t ex energisektorn: producerad energi, vilket entydigt kan mätas i t ex MJ eller MWh. För många av de källor som diskuteras för kväve- och fosforutsläpp är denna nytta inte lika enkel eller entydig att definiera – framförallt är det svårt att hitta en gemensam nytta för alla källor. På grund av källornas skilda natur (punktkällor, diffusa källor, enskilda avlopp) är det troligen rimligt att försöka hålla dessa olika källor separerade i ”avgifts-subkollektiv”. Därigenom undviker man de omfördelningar mellan olika verksamhetsgrenar som har varit en av nackdelarna med NO<sub>x</sub>-avgiften. Hur många dessa subkollektiv måste vara för att undvika detta problem diskuteras nedan.

### Punktkällor

De anläggningar som skulle beröras av en vattenavgift på punktkällor producerar en stor mängd olika nyttor. För kväveutsläpp är det följande industrier som är mest relevanta:

Tabell 4. Kväveemitterande industrier och verksamheter

Industri, verksamhet	Nytta
Avloppsreningsverk	Insamling och rening av avlopp, antal anslutna personer
Skogsindustri	Virke, ton
Organisk kemisk industri	Ingen enhetlig producerad nytta
Järn- och stålverk	Stål, ton
Livsmedelsindustri	Ingen enhetlig producerad nytta
Oorganisk kemisk industri	Ingen enhetlig producerad nytta

Det går inte att återföra avgift till ovanstående avgiftskollektiv baserad på en enhetlig producerad nytta, eftersom de nyttor som produceras är alltför diversifierade. En möjlig lösning är att dela upp avgiftskollektivet i subkollektiv, där avgifter hålls inom respektive subkollektiv. På så sätt kan nyttan definieras inom respektive subkollektiv utan koppling till hela avgiftskollektivet. Det finns dock kvalitets- och produktskillnader inom respektive industri som gör att det kan vara svårt att definiera en enhetlig nytta även på denna nivå.

Inom miljöindikatorområdet föreslås ofta att flera parallella nyttomått används för att undvika felkällor på grund av kvalitetsskillnader (Åhman och Zetterberg, 2002). Som komplement till fysiska mått kan ekonomiska mått användas:

- rörelseresultat
- omsättning
- förädlingsvärde (dvs rörelseresultat – jämförelsestörande poster + avskrivningar + löner och sociala avgifter)
- antal anställda

Ekonomiska mått går att definiera entydigt, men de har andra nackdelar. Flexibiliteten i redovisningslagen gör t ex att ett företags resultat, omsättning eller förädlingsvärde inte alltid avspeglas i ett specifikt års redovisade data. Problemet minskar om man använder medelvärden för längre tidsserier. Förädlingsvärde upplevs som komplicerat och svårt att ta fram. Omsättning och antal anställda kan variera kraftigt (oberoende av miljöpåverkan) inom en bransch beroende på typ av verksamhet och grad av vertikal integration. (Åhman och Zetterberg, 2002)

Ekonomiska mått kan dock vara den enda möjliga lösningen för bas för återförande av avgift på kväveutsläppspunktkällor. Om avgiftskollektivet delas upp i de ovan definierade subkollektiverna kan t ex antal anställda användas som bas för återförande i de branscher där inget annat entydigt nyttomått kan användas.

Det finns dock fortfarande risk för att storskaliga anläggningar har betydligt större möjlighet att kostnadseffektivt påverka sina emissioner, vilket leder till att småskaliga anläggningar finansierar storskaliga lösningar. Hur detta ska tolkas är dock inte helt uppenbart: åtgärder ska ju genomföras där de är mest kostnadseffektiva, vilket ju blir fallet med ovanstående avgiftskonstruktion.

### **Markanvändning**

Det är mycket svårt och kostsamt att mäta kväveemissioner från diffusa källor: vid rimliga avgiftsnivåer skulle snabbt mätkostnaden vida överstiga själva avgiften, och därigenom eliminera syftet med avgiften. En annan möjlighet är att teoretiskt modellera kväveflöden beroende på kväveinflöde, markbeskaffenhet, gödselmetoder, mm. Det finns sådana modeller i dagsläget, men de grundas på en genomsnittlig situation för ett större område och beräkningar för enskilda företag bedöms bli mycket omfattande administrativt. Ett tredje sätt är att upprätta kvävebalanser för gårdar, där inflöde i form av gödsling minus uttag i grödor antas läcka ut. Även dessa balanser är relativt osäkra delvis på grund av förmågan att lagra upp närsalter i marken, förutom att de kräver mycket omfattande administration. Den avgiftsbas som kan användas för kväve i jordbruket är den tillförda mängden kväve. Idag beskattas handelsgödselkväve – denna skatt skulle kunna göras om till en avgift. Potentiellt kan även stallgödsel avgiftsbeläggas. Med ett sådant system kan avgiften återföras till jordbruken med brukad areal som nyttobas. På så sätt uppmuntras mindre intensivt jordbruk.

Problembilden kring markanvändning och diffusa utsläpp är dock mycket komplex. Parallellt med Utredningen svensk vattenadministration pågår Utredningen Översyn av skatterna på handelsgödsel och bekämpningsmedel. Denna utredning går mer på djupet med dessa frågeställningar och vi finner det därför motiverat att hänvisa till denna utredning vad gäller avgifter på utsläpp från diffusa källor.

### **Enskilda avlopp**

Att mäta utsläppen från enskilda avlopp är sannolikt ej kostnadseffektivt. Även här får man antagligen nöja sig med att basera avgiften på t ex inflöde (nyttjandegrad) samt typ av avlopp (torrsystem, markbädd, infiltration). Det kan till och med vara svårt att få tag på denna typ av information på kort sikt (Wallgren och Wallenberg, 2002).

I och med att enskilda avlopp, till skillnad från de andra diskuterade källorna, inte är en näringsdrivande verksamhet, är det än svårare att definiera en bas för återförande: det finns ingen lika entydig producerad nytta med privat boende. Ägare till enskilda avlopp

har dessutom sällan möjlighet att göra mindre åtgärder, utan för att åtgärda sina emissioner är det oftast en total ombyggnation som gäller. Således är antagligen den styrande effekten hos en avgift av mindre betydelse för enskilda avlopp.

#### 6.2.4 Är ett avgiftssystem på kväve och fosfor genomförbart?

Det är inte särskilt överraskande att all data som behövs för ett avgiftssystem inte finns på plats innan systemet knappt påtänkts. Ett avgiftssystem leder oundvikligen till ökade administrativa kostnader i och med ökat databehov och databehandling. Dessutom finns det problem som kan vara svårare att lösa även på längre sikt.

**Mätning av utsläpp – bas för avgift.** För punktkällorna är detta inget större problem, förutom att de, i och med att C-anläggningarna måste med i systemet, är väldigt många. För diffusa källor och enskilda avlopp är redan detta steg mycket problematiskt och under en överskådlig framtid finns egentligen ingen bra lösning. Problemet kan undvikas eller skjutas på framtiden genom att man använder schablondata, modelleringar eller inflöde som estimat på utsläpp snarare än att försöka mäta de faktiska utsläppen.

**Användning av avgift.** En strikt tolkning av avgiftsbegreppet medför att avgiften ska återföras, men det kan finnas anledningar till att avvika från detta. Exempel på det är om åtgärder bäst genomförs på t ex avrinningsområdesnivå snarare än av enskilda källor: på så sätt motiveras en fondering av avgiften för bästa effekt.

**Återförande av avgift.** Ett kollektivt avgiftskollektiv skulle med största sannolikhet leda till stora omfördelningar av resurser mellan de ovan definierade ”subkollektiven”. Å andra sidan, en för finfördelad struktur skulle leda till kraftigt ökad administration samt minska möjligheterna att genomföra utsläppsreducerande åtgärder där de är mest kostnadseffektiva. Därför kommer problemet med att definiera basen för återförande vara svårt att lösa. Utan att närmare analysera konsekvenserna skulle en möjlig kompromiss kunna vara följande indelning:



Tabell 5. Möjlig indelning av avgiftskollektiv

Källa (avgifts-subkollektiv)	Bas för avgift	Användande av avgift	Bas för återförande av avgift
Reningsverk	Utsläpp	Återförs + administration	Antal anslutna person-ekvivalenter
Övriga punktkällor	Utsläpp	Återförs + administration	Antal anställda (alt. Ekonomiskt nyttomått)
Jordbruk	Handelsgödsel-användning	Administration, information, miljöförbättrande åtgärder	Ej nödvändig <sup>1</sup>
Övrig markanvändning	Ingen avgift utgår p g a kunskapsbrist	-	-
Enskilda avlopp	Icke-godkända avlopp	Subventioner för investering i anläggning / anslutning till avlopps nät	Ej nödvändig <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Ej nödvändig eftersom avgiften ej återförs till källan utan används på annat sätt.

Med detta system skulle de flesta stora källor avgiftsbeläggas, vilket är fördelaktigt fördelningsmässigt samt ur PPP-synpunkt. Antalet subkollektiv blir begränsat, och flera stora problem undviks, även om flera kvarstår. Dataunderlaget som behövs är inte oöverskådligt större än det som existerar idag, och administrationen torde bli överkomlig.

## 7 Föreligger miljömässiga motiv för regionala skillnader i avgiftssystem?

I detta kapitel görs en genomgång för olika ämnen i vilken grad det är motiverat utifrån miljöeffekt att differentiera avgifter inom vattendistrikt, avrinningsområden eller delar av avrinningsområden.

### 7.1 Närsalter

Bestämmelser om områdesskydd har sammanförts i ett kapitel (kap.7) i miljöbalken. Exempel på detta är biotopskyddsområde, miljöskyddsområde och vattenskyddsområde samt möjligheterna att förklara mark- eller vattenområden som nationalparker och naturreservat. Tillsammans med bestämmelserna om artskydd ska områdesskyddet värna den biologiska mångfalden. Ett större mark- eller vattenområde får av regeringen förklaras som miljöskyddsområde, om det krävs särskilda föreskrifter därför att området eller en del av området är utsatt för föroreningar eller annars inte uppfyller en miljö-kvalitetsnorm. Närsalters påverkan av miljön relaterar till övergödning och problemen

med förändringar i artsammansättningar och dålig syresättning i vatten och sediment. Enligt tillämpningen i miljöbalken av rådets direktiv 91/676/EEG av den 12 december 1991 om skydd mot att vatten förorenas av nitrater från jordbruket är Blekinge, Skåne, Hallands och Gotlands län, kustområdena i Stockholms, Södermanlands, Östergötlands, Kalmar och Västra Götalands län samt Öland skyddade områden. Dessa områden har utvalts på grund av att de utsatts för hög belastning under lång tid och att de redan är övergödda eller kan bli det om inte åtgärder vidtas. Miljöbalkens krav är strängare i dessa områden, t.ex. är lagringsutrymmet för hantering av stallgödsel reglerat och gäller där även mindre djurgårdar.

Områden som skyddats genom ovanstående bestämmelser har utsetts på grund av dess känslighet mot ytterligare förorening av övergödande ämnen. I dessa områden kan det vara rimligt att ha en högre avgift för samtliga utsläppskällor än i övriga områden. Avgiftssystemet ska skapa ett incitament för åtgärder och en förbättrad miljösituation vilket då sammanfaller med avsikten med skyddsområdena.

I vissa områden kan nedfall av kväve från atmosfärsföroreningar vara stora i förhållande till de källor som kan inkluderas i avgiftskollektiv. I dessa områden kommer då den totala belastningen vara stor trots att avgiftskollektivet inte släpper ut så stora bidrag. För att ändå kunna styra belastningen mot en önskad nivå kan det vara motiverat med högre avgifter eller andra styrmedel i dessa områden för att minska de emissioner man kan komma åt.

## 7.2 Toxiska ämnen

Om ett visst utsläpp kommer att orsaka så höga halter i vattenmiljön att biologiska effekter kan förväntas beror bl.a. på totala utsläppet av detta ämne i regionen. Är man långt under s.k. effektnivåer (eller gränsvärden) får ett visst utsläpp mindre konsekvens än i ett område med höga halter. Om man önskar infoga dessa aspekter i ett avgiftssystem kommer det rent principiellt medföra att utsläpp är dyrare i ett industrialiserat område jämfört med i ett mer opåverkat område. Förutom att det riskerar att bli svåradministrerat kan det i förlängningen även leda till en utlokalisering av utsläpp, dvs att bakgrundsnivåerna av vissa ämnen blir högre medan påverkan i de mest förorenade områdena sjunker.

Man kan även tänka sig att det föreligger rent naturmässiga skäl för en avgiftsdifferentiering, p.g.a. av att olika områden är olika känsliga för störningar, både i ett biologiskt och ett mer geokemiskt hänseende. Enligt miljöbalken kap.7 och förordning 1998:1252 om särskilda skyddade områden ska naturområden beredas skydd enligt till exempel habitatdirektivet 92/43/EG, Natura 2000, om bevarandet av livsmiljöer samt vilda djur och växter. Tillstånd krävs för att bedriva verksamheter eller vidta åtgärder som på ett betydande sätt kan påverka miljön i ett naturområde som har förtecknats. Naturvårds-

verket har upprättat listor om områden som inkluderas i Natura 2000. Listan omfattar ett flertal vattenmiljöer.

Effekten av metaller på enskilda organismer i miljön påverkas av metallernas biotillgänglighet, en faktor som bl.a. beror på pH-värdet. I ett försurat område är flertalet metaller mer biotillgängliga. Hur försurade olika områden är beror på nederbördens sammansättning och på berggrundens sammansättning. Alltså föreligger regionala skillnader i känsligheten för metallutsläpp.

### 7.3 Sammanfattning

Det finns miljömässiga belägg för att differentiera avgifter regionalt eller till och med lokalt. Förutom utsläppen från en enskild källa är följande två faktorer av mycket stor betydelse med avseende på vilken effekt som utsläppet leder till:

1. Övrig belastning hos den specifika recipienten.
2. Känsligheten för utsläppet hos den specifika recipienten.

Det finns ett brett underlag av direktiv och lagar att luta sig mot vad gäller dessa två faktorer.

## 8 Samlad diskussion

I detta kapitel sammanfattas diskussionen. Möjligheten att införa avgifter på vattenemissioner med dagens underlag diskuteras.

För att ett avgiftssystem ska vara effektivt ska alla emittenter ska ingå. Om emittenter hamnar utanför avgiftskollektivet kommer de inte ha incitament att minska sina utsläpp, varför man potentiellt får mindre kostnadseffektiv och mängdmässigt mindre utsläppsreduktion. Det kan dessutom leda till att konkurrensen snedvrids mellan de som ingår/inte ingår i avgiftskollektivet.

Om avgiften ska återföras till avgiftskollektivet, vilket den ska enligt en strikt tolkning av avgiftsbegreppet, bör motprestation ske efter producerad nytta. Utsläppen från industrin tolereras i och med att de producerar något samhället efterfrågar. Om motprestation relateras till något annat än nyttan kan produktionen i avgiftskollektivet komma att vridas från dess egentliga syfte.

För att avgifter på vattenutsläpp ska kunna genomföras måste flera svårigheter bemästras:

- Vilka emissioner ska avgiftsbeläggas? Det finns flera miljö- och hälsoeffekter som önskar undvikas, och det finns än fler substanser som bidrar till dessa effekter. Det område som både anses mest akut och där kunskapsläget är bäst är eutrofiering, varför detta kan vara lämpligt som första fokusområde. Det finns även möjlighet att relatera toxiska ämnens effekter till varandra och således införa en avgift för toxiska emissioner, även om svårigheterna vad gäller källor och mätning är större här än för eutrofierande ämnen.
- Emissioner är inte lika viktiga oberoende av var och när de sker. Därför är det motiverat med regional differentiering av avgifter, beroende på den relativa belastningen och känsligheten hos recipienten.
- Källorna till utsläppen är, oavsett om det rör sig om toxiska eller eutrofierande ämnen, mycket heterogena. Att införa ett avgiftssystem med återföring av avgiften kan därför vara komplicerat. Problemet kan överbryggas genom en friare tolkning av avgiftsbegreppet, där medlen t ex fonderas för miljöförbättrande åtgärder.
- Även om källor kan differentieras återstår problem med mätning av utsläpp. Detta är särskilt vanskligt vad gäller diffusa emissioner och enskilda avlopp, men även för mindre punktkällor kan mätningar vara mer kostsamt än reduktionspotentialen motiverar.

Alla svårigheter ovan kan övervinnas, men i många fall skulle det kräva en så omfattande administration och kontroll att det inte skulle finnas några pengar kvar att återföra i form av motprestationer till avgiftskollektivet, varpå hela avgiftsidén faller. Det gäller att försöka identifiera system som kan hanteras med en rimlig insats av administration och kontroll. Vad som är en rimlig nivå är givetvis en bedömningsfråga.

Även om avgifter kan fungera väl på lång sikt är det troligt att det tar tid innan systemet är intrimmat. Vi bedömer det därför rimligt att ett potentiellt avgiftssystem verkar parallellt med den individuella prövningen och andra idag verksamma administrativa styrmedel inom området. Sett ur ett längre tidsperspektiv kan det även då vara motiverat att behålla parallella system, i den mån som styrningen kan behöva variera mer lokalt än vad som en avgift kan klara av. Avgiften kan då ses som allmänt styrande, medan den individuella prövningen ser till att lokala ”utsläppstoppar” undviks.

Utgångspunkten för vilka ämnen som bör inkluderas i ett avgiftssystem är de ämnen som listas i Appendix, exklusive ämnen som inte är tillåtna att användas i Sverige och inte heller sprids på något annat sätt. De ämnen som är prioriterade farliga ämnen och som ska fasas ut inom en 20-årsperiod bör prioriteras för ett avgiftssystem, i den mån som det inte finns möjlighet att inkludera alla ämnen. Flera av dessa är dock redan förbjudna i Sverige. Det måste betonas att fler ämnen är under övervägande om de ska klassas som prioriterade farliga ämnen, och hela listan ska dessutom genomgå en över-

syn inom några år. Även föreskrifterna för miljörapportering kommer att revideras. Den lista som ges i Appendix återspeglar alltså situationen i november 2002.

Ramdirektivets bilaga VIII (kapitel 5.1.1) ger allmänna definitioner av förorenande ämnen. Det finns sannolikt fler ämnen som passar in under dessa definitioner och som kan visas utgöra en betydande risk för vattenmiljön i Sverige. Avgiftssystemet bör vara öppet för även innefatta sådana ämnen. Detta skulle t.ex. kunna gälla bekämpningsmedel, eftersom merparten av de i Sverige använda bekämpningsmedlen inte ingår i Appendix. För dessa ämnen väljer vi dock att hänvisa till den pågående utredningen Översyn av skatterna på handelsgödsel och bekämpningsmedel.

En ytterligare aspekt vid ämnesval är att det måste finnas underlag för utsläppsdata, och att dessa måste ha någorlunda hög täckningsgrad vad avser ämnets totala utsläpp i Sverige. Ämnen med stora diffusa utsläpp kan i vissa fall vara svåra att avgiftsbelägga.

Det är inte särskilt överraskande att all data som behövs för ett avgiftssystem inte finns på plats innan systemet knappt påtänkts. Ett avgiftssystem leder oundvikligen till ökade administrativa kostnader i och med ökat databehov och databehandling. Dessutom finns det problem som kan vara svårare att lösa även på längre sikt.

**Mätning av utsläpp – bas för avgift.** För punktkällorna är detta inget större problem, förutom att de, i och med att C-anläggningarna måste med i systemet, är väldigt många. För diffusa källor och enskilda avlopp är redan detta steg mycket problematiskt och under en överskådlig framtid finns egentligen ingen bra lösning. Problemet kan kringgås eller skjutas på framtiden genom att man använder schablondata, modelleringar eller inflöde som estimat på utsläpp snarare än att försöka mäta de faktiska utsläppen.

**Användning av avgift.** En strikt tolkning av avgiftsbegreppet medför att avgiften ska återföras, men det kan finnas anledningar till att avvika från detta. Exempel på det är om åtgärder bäst genomförs på t ex avrinningsområdesnivå snarare än av enskilda källor: på så sätt motiveras en fondering av avgiften för bästa effekt.

Det finns miljömässiga belägg för att differentiera avgifter regionalt eller till och med lokalt. Förutom utsläppen från en enskild källa är följande två faktorer av mycket stor betydelse med avseende på vilken effekt som utsläppet leder till:

1. Övrig belastning hos den specifika recipienten.
2. Känsligheten för utsläppet hos den specifika recipienten.

Det finns ett brett underlag av direktiv och lagar att luta sig mot vad gäller dessa två faktorer.

Utifrån ovanstående resonemang och rapporten i helhet tror vi det finns möjlighet att genomföra avgiftssystem på vattenutsläpp i Sverige. Det krävs givetvis vidare utredning för att närmare förstå konsekvenserna, men för att lyfta fram frågan till diskussion vill vi ändå framföra två exempel. Båda är system som borde kunna genomföras inom en 5-10-årsperiod med avseende på databehov m.m.

## 8.1 Förslag på avgiftssystem för övergödande ämnen

Ett odelat avgiftskollektiv skulle med största sannolikhet leda till stora omfördelningar av resurser mellan de i rapporten definierade ”subkollektiven”. Å andra sidan, en för finfördelad struktur skulle leda till kraftigt ökad administration samt minska möjligheterna att genomföra utsläppsreducerande åtgärder där de är mest kostnadseffektiva. Därför kommer problemet med att definiera basen för återförande vara svårt att lösa. Utan att närmare analysera konsekvenserna skulle en möjlig kompromiss kunna vara följande indelning:

Tabell 6. Avgiftssubkollektiv för övergödande ämnen

Källa (avgifts-subkollektiv)	Bas för avgift	Användande av avgift	Bas för återförande av avgift
Reningsverk	Utsläpp	Återförs + administration	Antal anslutna person-ekvivalenter
Övriga punktkällor	Utsläpp	Återförs + administration	Antal anställda (alt. Ekonomiskt nyttomått)
Jordbruk	Handelsgödsel-användning	Administration, information, miljöförbättrande åtgärder	Ej nödvändig <sup>1</sup>
Övrig markanvändning	Ingen avgift utgår p g a kunskapsbrist	-	-
Enskilda avlopp	Icke-godkända avlopp	Subventioner för investering i anläggning / anslutning till avloppsnät	Ej nödvändig <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Ej nödvändig eftersom avgiften ej återförs till källan utan används på annat sätt.

Detta system kräver utökad mätning av C-anläggningars utsläpp – i vilken mån detta redan sker för relevanta anläggningar är inte undersökt. Det krävs även bättre underlag för enskilda avlopp: om denna information kan samlas in via fastighetsregistret krävs åtminstone en 6-årsperiod för att den ska bli komplett.

Eventuellt bör även stallgödsel inkluderas i systemet. I ett initialskede ser vi det dock vara bättre att styra från handelsgödselanvändning mot stallgödselanvändning för att minska genomströmningen av närsalter i samhället.

Med detta system skulle de flesta stora källor avgiftsbeläggas, vilket är fördelaktigt fördelningsmässigt samt ur PPP-synpunkt. Antalet subkollektiv blir begränsat, och flera stora problem undviks, även om flera kvarstår. Dataunderlaget som behövs är inte oöver-skådligt större än det som existerar idag, och administrationen torde bli överkomlig.

Systemet bör kunna utvecklas mot ett mer enhetligt avgiftssystem i den mån som bättre dataunderlag och mätmöjligheter framkommer för markanvändning och enskilda avlopp.

Ur fördelningssynpunkt kan en del av avgiften från respektive delkollektiv användas för finansiering av vattendistriktet. Summan blir då beroende av respektive delkollektivs relativa bidrag till utsläpp. Avgiftsnivån kan även sättas på vattendistriktets nivå för att bättre relatera till den miljöeffekt utsläppen ger upphov till.

**Fördelar med systemet** är att det är pragmatiskt och genomförbart inom en rimlig tidsperiod, samt att alla förorenare betalar lika.

**Nackdelar med systemet** är att det inte är ett "rent" avgiftssystem. Dessutom delas avgiftskollektivet upp på delkollektiv med olika avgiftsbas, vilket ökar det administrativa arbetet.

## 8.2 Möjlighet att avgiftsbelägga toxiska ämnen

Att införa en avgift för varje toxiskt ämne är inte praktiskt genomförbart. En möjlig lösning är att endast ha en avgift, där olika avgiften för enskilda ämnen viktas ihop utifrån sitt relativa bidrag till miljöförstöring per utsläppt enhet. Ett sådant system finns i bl.a. Tyskland, Belgien och Holland (se kapitel 4.3). Vattendirektivets prioriterade ämnen har valts utifrån risk för vattenmiljön eller dricksvattenuttag (se kapitel 5.1.2). För vattenmiljön kan man utgå från de principer som används vid riskbedömning av kemikalier inom EU (TGD, 2002). Genom att utvärdera toxikologiska tester av ett ämne härleds ett s.k. PNEC-värde (predicted no effect concentration). Detta värde anses vara ett mått på den högsta halt i miljön som inte skadar ens de känsligaste organismerna. Ju lägre PNEC-värde ett ämne har, desto mer toxiskt är det. Utsläppen kan härigenom viktas samman till ett värde. Konceptet bör även innehålla en analys av om effekter är mest sannolika i sediment eller i vatten, vilka har olika PNEC-värden.

Ämnen som ska utfasas, t.ex. prioriterade farliga ämnen enligt bilaga X, kan skattas högre om man så önskar. Man kan även ta hänsyn till om ämnen biomagnifieras, dvs anrikas i näringskedjan. Sådana effekter kan vara svåra att inrymma i ett PNEC-värde men är för vissa ämnen mycket viktiga för ämnets effekter i miljön, t.ex. DDT som framförallt påverkat toppredatorer såsom pilgrimsfalk.

Med detta förfarande skulle man även kunna definiera tröskelnivåer, under vilka utsläpp inte åläggs avgifter. Ett behov av tröskelnivåer kan föreligga för ämnen som visserligen

prioriterats i t.ex. bilaga X, men där utsläppen i Sverige sker från få källor och är mycket låga. Tröskelnivåerna anges alltså i *utsläppt mängd / PNEC*.

Det kan vara värt att nämna att kostnaderna för att mäta utsläpp av många toxiska ämnen inte är ringa. Avgiftsnivåerna bör ställas i relation till dessa kostnader. Rapportering av utsläpp styrs idag framförallt av föreskriften för miljörapportering, där utsläpp över vissa tröskelvärden ska rapporteras. Att ha tröskelvärden är rimligt men medför också att mindre anläggningar inte kan inrymmas i systemet under nuvarande förutsättningar.

Som nämnts tidigare i denna rapport är kunskapsläget för närvarande bristfälligt vad gäller kvantitativa utsläppsdata för många ämnen. En ytterligare komplikation som vi försökt lyfta fram är betydelsen av diffusa utsläpp under användning av varor innehållande toxiska ämnen. Ett alternativ till att avgiftsbelägga utsläpp, och som eliminerar dessa två begränsningar, kan vara att istället avgiftsbelägga den industriella användningen av toxiska ämnen. Utgångspunkten är att dessa ämnen förr eller senare hamnar i miljön, och att ansvaret ligger hos producenten. Användning av toxiska ämnen ska registreras i emissionsdeklarationerna, för de berörda ämnena. Nackdelar med ett sådant förslag är det inte stimulerar företagen till att minska sina utsläpp.

### 8.3 Slutsatser

Avgiftssystem har många teoretiska fördelar, men det är flera stora problem som måste lösas för att det även ska bli en praktiskt genomförbar lösning. Dessa är bl.a. problem med mätning och data på diffusa utsläpp och bas för återföring av avgift. I och med den komplexa bild av källor och miljöeffekter kan ett avgiftssystem på vattenutsläpp lätt bli administrativt tungrott. På grund av detta kommer ett avgiftssystem alltid vara en avvägning mellan enkelhet och ”rättvisa”. Kostnaden för systemet måste relateras till den miljömässiga nytta som uppnås. I rapporten presenteras två pragmatiska system på avgifter på dels eutrofierande ämnen, dels toxiska ämnen.

## 9 Referenser

- Dahlberg K. och Jansson B-O. (1997) Östersjöns miljötillståndet på 40-talet, nu och i framtiden. Inst. För systemekologi, Stockholms Universitet, Teknisk rapport nr 24, ISSN 1104-8298.
- DG Research. (2001) Effluent charging systems in the EU. Project No IV/2000/09/01 (contract 112317)



- Finstad A., Haakonsen G., Kvingedal E. och Rypdal K. (2001) Utslipp til luft av noen miljøgifter i Norge- Dokumentasjon av metode og resultater. Statistisk sentralbyrå, Norge, rapport 2001:17.
- Gustavsson, J-E. (2000) Miljöavgifter i franskt jordbruk. Avancerad miljöpolitik med förhinder. Forskningsrapport, Avdelningen för mark- och vattenresurser, institutionen för anläggning och miljö, KTH
- Johansson, H. och Persson, G. (2001). Svenska sjöar med höga fosforhalter; 790 naturligt eutrofa eller eutrofierade sjöar? Inst. för miljöanalys, SLU, Uppsala, Rapport 2001:8, ISSN 1403-977X.
- Johnsson H. och Hoffmann M. (1997) Kväveläckage från svensk åkermark, Naturvårdsverkets rapport 4741.
- KEMI (2000) Assessment of risks to health and the environment in Sweden from Cadmium in fertilisers. Kemikalieinspektionen PM nr 4/00.
- Kindbom K., Svensson A., Sjöberg K., och Persson C. (2001) Nationell miljöövervakning av luft- och nederbörds kemi 1997, 1998 och 1999, IVL rapport B1420.
- Löfgren S. och Westling O. (2002) Modell för att beräkna kväveförluster från växande skog och hyggen i Sydsverige. Inst. För miljöanalys, SLU, Uppsala, Rapport 2002:1, ISSN 1403-977X.
- Naturvårdsverket (2002a) Metaller i stad och land, miljöproblem och åtgärdsstrategier. Naturvårdsverket rapport 5184.
- Naturvårdsverket (2002b) Om införandet i Sverige av direktiv (76/464/EEG) om utsläpp av vissa farliga ämnen. Naturvårdsverket rapport 5204.
- Naturvårdsverket (1999a) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport, kemiska och fysikaliska parametrar. Naturvårdsverket rapport 4920.
- Naturvårdsverket (1999b) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket rapport 4913.
- Naturvårdsverket (1997) Källor till kväveutsläpp, Naturvårdsverkets rapport 4736.
- Olsson, MariAnne. (2002) Vattenavgifter – förutsättningar och möjligheter. Underlag till Utredningen svensk vattenadministration från Euro Resource 2002-04-22.
- Pihl, H.(1997) Miljöekonomi för en hållbar utveckling. SNS förlag.

- Rühling Å. och Tyler G. (2001) Changes in atmospheric deposition rates of heavy metals in Sweden. *Water Air Soil Poll. Focus 1*: sid- 311-323.
- SCB (2002) Utsläpp till vatten och slamproduktion 2000. Statistiska Meddelanden, MI22SM0101, ISSN 1403-8978 Serie MI-Miljövård.
- SMF (2001) Miljötilståndet i Egentliga Östersjön. Årsrapport 2000. Hur mår Östersjön? Stockholms Marina Forskningscentra. ISSN: 1104-9243
- Socialstyrelsen (2001) Miljöhälsorapport 2001.
- Sternbeck J., Sjödin Å. och Andreasson K. (2001) Spridning av metaller från vägtrafik IVL B1431.
- Sternbeck J. and Östlund P. (2001) Trace metals in sediments from the Stockholm region: geographical pollution patterns and time trends. *Water, Air, Soil Poll. Focus 1*, pp. 151-165.
- Sörme L. och Lagerkvist R. (2002) Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *The Sci. Tot. Environ.* in press.
- TGD (2002) Technical Guidance Document on Risk Assessment. European Commission.
- Wallgren, O och Wallenberg, P. (2002) SMED mindre punktkällor: Delprojekt enskilda avlopp. Delrapport – avstämning 15 oktober 2002. Intern rapport SMED-konsortiet.
- Wilander A. och Persson G. (2001) Recovery from Eutrophication: Experiences of Reduced Phosphorus Input to the Four Largest Lakes of Sweden. *Ambio*, Vol.30, No 8, pp.475-485
- Åhman, M och Zetterberg, L. (2002) Miljöindikatorer för näringslivet – utveckling och användning inom grafisk medieindustri, verkstadsindustri, livsmedelsindustri och trävaruindustri. IVL rapport B 1450

## Appendix

Ämnen som f.n. anses farliga för vattenmiljön, enligt bilaga X (2455/2001/EG) i ramdirektivet för vatten, samt i föreskrifterna för Miljörapportering (NFS 2000:13 och 2002:5). För vissa ämnen ges även exempel på i vilka branscher de används (bl.a. efter Natuvårdsverket, 2002b) samt andra spridningskällor. Vi reserverar oss för att de användningsområden som listas inte nödvändigtvis är fullständiga.

CAS-nr (1)	Namn	Prioriterat ämne, Bilaga X, Vattendirektivet	Prioriterat farligt ämne	Anm.	Miljö-rapportering	Tillåtet i Sverige	Branscher enligt Produktregistret (NV, 5204 + andra källor)	Övriga punktkällor	Diffusa källor
107062	1,2-Diklorethan	X			X	Nej	Exportriktad verksamhet, provning och analys m.m.		
81152	Musk xylen (1-tert-butyl-3,5-dimetyl-2,4,6-trinitrobensen)				X				
732263	2,4,6-tri-tert-butylfenol				X				
15972608	Alaklor	X				Nej			
7664417	Ammoniak				X				
	Ammonium som N				X				
7440360	Antimon och antimontföreningar				X		metall- och ytbehandling, plast, elektroind., färgind. och handel	textilindind.	Trafik
120127	Antracen	X	(X)	(***)			Tryckimpregnering, jämförställning	Förbränning	Trafik Vedeldning
7440382	Arsenik och arsenikföreningar				X				träskyddsmedel
1912249	Atrazin	X	(X)	(***)		Nej			
71432	Bensen	X			X		Export, detaljhandel, Bensinstationer, stål- och metallverk m.m.	Förbränning	Trafik
	Biokemisk syreförbrukning, 7 dygn				X				

CAS-nr (1)	Namn	Prioriterat ämne, Bilaga X, Vattendirektivet	Prioriterat farligt ämne	Anm.	Miljö-rapport-tering	Tillåtet i Sverige	Branscher enligt Produktregistret (NV, 5204 + andra källor)	Övriga punktkällor	Diffusa källor
7439921	Bly och blyföreningar	X	(X)	(***)	X				
	Bromerade difenyletrar(**)	X	X	(****)	X				
	Cyanider som total CN				X				
117817	Di(2-ethylhexyl)ftalat (DEHP)	X	(X)	(***)	X				
106934	Dibrometan				X				
84742	Dibutylftalat				X				
19750902	Diklorometan	X					Läkemedelsind., Kem. produkter, Forskningslab., baskemikalieind., Gruvor, Pålind., Gummiind, Bilservice, m.m.		
	Dioxiner				X				
330541	Diuron	X	(X)	(***)					
115297	Endosulfan	X	(X)	(***)					
959988	(alfa-endosulfan)	X							
	Etylbensen				X				
	Fenol				X				
	Fluorider som total F				X				
	Fosfor och fosforföreningar				X				
118741	Hexaklorbensen	X	X		X		Återkallat bekämpningsmedel	Avfallsförbränning	
87683	Hexaklorbutadien	X	X		X				
608731	Hexaklorcyklohexan	X	X		X				
58899	(gamma-isomer, lindan)	X							
77474	Hexaklorcyklopentadien				X				

CAS-nr (1)	Namn	Prioriterat ämne, Bilaga X, Vattendirektivet	Prioriterat farligt ämne	Anm.	Miljö-rapportering	Tillåtet i Sverige	Branscher enligt Produktregistret (NV, 5204 + andra källor)	Övriga punktkällor	Diffusa källor
107460	Hexametyldisiloxan (C6H18OSi2)				X				
34123596	Isoproterenol	X	(X)	(***)		Ja			
7440439	Kadmium och kadmiumföreningar	X	X		X		Gummi, färgind., metallbeläggning, Läkemedel, m.m.	fossila bränslen...	Handelsgödsel,
470906	Klorfenvinfos	X				Nej			
	Klorider som Cl				X				
85535848	Klorparaffiner, C10-13 (kloralkaner)	X	X		X				
2921882	Klorpyrifos	X	(X)	(***)		Ja			
	Kol organiskt, totalt				X				
7440508	Koppar och kopparföreningar				X		metallindustri, ...		trafik, byggnads-material, vattenledningar
7440473	Krom och kromföreningar				X				
7439976	Kviksilver och kvicksilverföreningar	X	X		X		Baskemikalieind. Exportinriktad, Hälso-och sjukvård	Förbränning av avfall och fossila bränslen	
	Kväve och kväveföreningar				X				
91203	Naftalen	X	(X)	(***)			Baskemikalie, slipmedel, Stenulls och glasullind., bygg. Livsmedel, färg, Motorfordon, service för motorfordon, båt- och biltillbehör, förlag, grafisk och annan reprod.ind.	Förbränning	Trafik Vedeldning
7440020	Nickel och nickelföreningar	X			X				
25154523	Nonylfenoler	X	X		X				
104405	(4-(para)-nonylfenol)	X			X				
1806264	Oktylfenol	X	(X)	(***)	X				

CAS-nr (1)	Namn	Prioriterat ämne, Bilaga X, Vattendirektivet	Prioriterat farligt ämne	Anm.	Miljö-rapportering	Tillåtet i Sverige	Branscher enligt Produktregistret (NV, 5204 + andra källor)	Övriga punktkällor	Diffusa källor
140669	Para-tert-oktylfenol	X			X				
	Olja – Totalt extraherbara alifatiska ämnen				X				
	Olja – Totalt extraherbara aromatiska ämnen				X				
	Organiska tenmföreningar				X				
98511	Para-tert-butyltoluen				X				
608935	Pentaklorbensen	X	X		X				
87865	Pentaklorfenol	X	(X)	(***)		Nej			
Ingen uppgift	Polycykliska aromatiska kolväten (2)	X	X		X			Aluminiumprodukti on..	Trafik, Vedeldning
122349	Simazin	X	(X)	(***)		Nej			
79947	TetrabrombisfenolA				X		Plastind., datorer och kontorsmaskiner		
127184	Tetrakloreten				X	Nej			
108883	Toluen				X				
688733	Tributyltenmföreningar				X				
56359	Tributyltennoxid	X	X		X	Nej	Export, båt, byggind., Jordbruk, garveri		
76879	Trifenylennoxid				X	Nej			
1582098	Trifluralin	X	(X)	(***)		Nej			
12002481	Triklorbensen	X	(X)	(***)	X	Nej			avfallsförbränning??
120821	(1,2,4-triklorbensen)	X			X	Nej			
87616	1,2,3-triklorbensen				X	Nej			
108703	1,3,5-triklorbensen				X	Nej			
79016	Trikloret (C2HCl3)				X	Nej			
67663	Triklormetan (kloroform)	X				Nej	Exportriktad verkstads ind., farmaceutisk basproduktion, forskning- och utveckling		

CAS-nr (1)	Namn	Prioriterat ämne, Bilaga X, Vattendirektivet	Prioriterat farligt ämne	Anm.	Miljö-rapportering	Tillåtet i Sverige	Branscher enligt Produktregistret (NV, 5204 + andra källor)	Övriga punktkällor	Diffusa källor
1330207	Xylener				X				
7440666	Zink och zinkföreningar				X				

(\*\*) Dessa grupper av ämnen inbegriper normalt ett stort antal enskilda föreningar. För närvarande kan inte någon lämplig indikator anges.

(\*\*\*) Dessa prioriterade ämnen är föremål för en översyn som syftar till att fastställa möjliga prioriterade farliga ämnen. Kommissionen kommer att framlägga ett förslag till slutlig klassificering senast 12 månader efter det att listan antagits. Den tidsplan som fastställts i artikel 16 i direktiv 2000/60/EG för kommissionens förslag till kontroller påverkas inte av denna översyn.

(\*\*\*\*) Endast pentabromdifenyleter (CAS-nummer 32534-81-9).

(\*\*\*\*\*) Fluoranten finns på listan som en indikator på andra, farligare polycykliska aromatiska kolväten.

(1) CAS: Chemical Abstract(Benso(a)pyren),

(2) I Bilaga X i Vattendirektivet pekar följande PAH-föreningar särskilt ut: Benso(b)fluoranten, Benso(g,h,i)perylen, Benso(k)fluoranten, Indeno(1,2,3-cd)pyren), Fluoranten.

## IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL är ett oberoende och fristående forskningsinstitut som ägs av staten och näringslivet. Vi erbjuder en helhetssyn, objektivitet och tvärvetenskap för sammansatta miljöfrågor och är en trovärdig partner i miljöarbetet.

IVLs mål är att ta fram vetenskapligt baserade beslutsunderlag åt näringsliv och myndigheter i deras arbetet för ett bärkraftigt samhälle.

IVLs affärsidé är att genom forskning och uppdrag snabbt förse samhället med ny kunskap i arbetet för en bättre miljö.

### Forskning- och utvecklingsprojekt publiceras i

IVL Rapport: IVLs publikationsserie (B-serie)  
IVL Nyheter: Nyheter om pågående projekt på den nationella och internationella marknaden  
IVL Fakta: Referat av forskningsrapporter och projekt  
IVLs hemsida: [www.ivl.se](http://www.ivl.se)

Forskning och utveckling som publiceras utanför IVLs publikationsservice registreras i IVLs A-serie. Resultat redovisas även vid seminarier, föreläsningar och konferenser.



---

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd

P.O.Box 210 60, SE-100 31 Stockholm  
Hälsingegatan 43, Stockholm  
Tel: +46 8 598 563 00  
Fax: +46 8 598 563 90

P.O.Box 470 86, SE-402 58 Göteborg  
Dagjämningsgatan 1, Göteborg  
Tel: +46 31 725 62 00  
Fax: +46 31 725 62 90

Aneboda, SE-360 30 Lammhult  
Aneboda, Lammhult  
Tel: +46 472 26 77 80  
Fax: +46 472 26 77 90

[www.ivl.se](http://www.ivl.se)