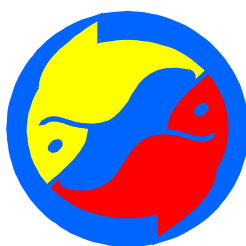


# Miljøfarlige stoffer i Øresund, en oversigt

## Miljögifter i Öresund, en översikt



*Øresundsvandsamarbejdet – Öresundsvattensamarbetet*

2005

Titel:	Miljøfarlige stoffer i Øresund, en oversigt – Miljøgifter i Öresund, en översikt.
Udgivet af:	Øresundsvandsamarbejdet – Öresundsvattensamarbetet.
Udarbejdet af:	Lars Nerpin, Olle Nordell, Jan Burgdorf Nielsen, Mette Hein, Charlotte Carlsson, Finn Bjerre og Jane Brøns-Hansen.
Bestillingsadresse:	Rapporten kan udskrives fra Øresundsvandsamarbejdets hjemmeside <a href="http://www.oresundsvand.dk">www.oresundsvand.dk</a> .
Udgivelsesår:	2005.
ISBN:	87-90947-29-0
Copyright:	Indholdet i denne rapport må gerne citeres eller refereres med opgivelse af kilden. Illustrationer kræver særlig aftale.
Fotografier:	Rapportens fotografier er venligt stillet til rådighed af følgende fotografer og institutioner/firmaer: Peter Adamson, Malmö stad, figur 3. Copenhagen Malmö Port, figur 8. Københavns Amt, figur 50. Jan Nicolaisen, Hedeselskabet, figur 59. Olle Nordell, Landskrona kommun, figurerne 7, 12, 24, 25 og 47. Jan Rasmussen, Københavns Kommune, forsidefotografiet. Rååns Fiskevårdsområde, figur 6. Jakob Strand, DMU, figur 40. Birgit Thorell, Marinbiologisk Laboratorium, Københavns Universitet, figur 42. Ukendt kilde, Internettet, figur 44. Københavns Kommune, de øvrige fotografier.

Øresundsvandsamarbejdet er navnet på en samarbejdsaftale, som danske og svenske amter, kommuner og len omkring Øresund indgik i 1995 for at virke for et godt vandmiljø i Øresund.

Öresundsvattensamarbetet är namnet på ett samarbetsavtal, som danska och svenska amt, kommuner och län kring Öresund undertecknade 1995 för att verka för en god vattenmiljö i Öresund.

Samarbejdets parter er: Burlövs Kommun, Fredensborg-Humlebæk Kommune, Frederiksborg Amt, Gentofte Kommune, Græsted-Gilleleje Kommune, Helsingborgs Stad, Helsingør Kommune, Höganäs Kommun, Kävlinge Kommun, Københavns Amt, Københavns Kommune, Køge Kommune, Landskrona Kommun, Lomma Kommun, Länsstyrelsen i Skåne Län, Malmö Stad, Roskilde Amt, Søllerød Kommune og Vellinge Kommun.

**Miljøfarlige stoffer i Øresund, en oversigt**

**Miljögifter i Öresund, en översikt**

*Øresundsvandsamarbejdet – Öresundsvattensamarbetet*

2005

# Indholdsfortegnelse

<b>FORORD</b> .....	<b>6</b>
<b>SAMMENFATNING</b> .....	<b>7</b>
<b>INDLEDNING</b> .....	<b>11</b>
<b>STOFFERNE OG DERES MILJØKONSEKVENSER</b> .....	<b>12</b>
<b>HVAD ER MILJØFARLIGE STOFFER?</b> .....	<b>12</b>
<b>BELASTNING OCH KÄLLOR</b> .....	<b>17</b>
<b>SAMMANSTÄLLNING AV BELASTNING PÅ ÖRESUND</b> .....	<b>17</b>
<i>Tungmetaller</i> .....	17
<i>Organiska miljögifter</i> .....	20
<b>BELASTNING FRÅN OLIKA KÄLLTYPER</b> .....	<b>20</b>
<i>Kommunala reningsverk</i> .....	20
<i>Regnbetingade utsläpp från tätorternas avloppsnät</i> .....	22
<i>Industrier och andra verksamheter</i> .....	25
<i>Vattendrag</i> .....	25
<i>Atmosfäriskt nedfall</i> .....	28
<b>TRENDER OCH OSÄKERHETER</b> .....	<b>30</b>
<i>Kommunala reningsverk</i> .....	30
<i>Dagvatten och bräddat vatten</i> .....	30
<i>Industrier och andra verksamheter</i> .....	31
<i>Vattendrag</i> .....	31
<i>Atmosfäriskt nedfall</i> .....	32
<i>Övriga källor</i> .....	32
<b>FÖRSÖK TILL JÄMFÖRELSE</b> .....	<b>32</b>
<b>ÖVERVÄGANDEN</b> .....	<b>33</b>
<b>TUNGMETALLER - FÖREKOMST I MILJÖN</b> .....	<b>35</b>
<b>AVVIKELSEKLASSNING MED BEDÖMNINGSGRUNDER I SEDIMENT</b> .....	<b>35</b>
<b>PROVTAGNING AV METALLER</b> .....	<b>37</b>
<i>Tungmetaller i sediment</i> .....	37
<i>Sedimentprovtagningar</i> .....	38
<b>GENERELLA KOMMENTARER OM METALLHALTERNA I SEDIMENT</b> .....	<b>42</b>
<i>Tungmetaller i sediment i Helsingborg</i> .....	44
<i>Tungmetaller i sediment i Landskrona</i> .....	45
<i>Tungmetaller i sediment i Malmö</i> .....	46
<i>Tungmetaller i sediment i Helsingör</i> .....	46
<i>Kögebukten: Köge havn, Hundige havn och Helsingör</i> .....	46
<i>Tungmetaller i sediment i Köpenhamn</i> .....	47
<b>TUNGMETALLER I BLÅMUSSLOR</b> .....	<b>48</b>
<b>ORGANISKE MILJÖGIFTE – FOREKOMST I MILJÖET</b> .....	<b>52</b>
<b>TBT</b> .....	<b>53</b>
<i>Sediment</i> .....	53
<i>Vand</i> .....	55
<i>Muslinger</i> .....	56
<i>Fisk</i> .....	58
<i>Snegle</i> .....	59
<i>TBT i fjødevarer</i> .....	61
<b>PESTICIDER I HAVVAND OG SEDIMENT</b> .....	<b>62</b>
<b>DDT OG ANDRE KLOREREDE PESTICIDER</b> .....	<b>64</b>
<i>Sediment</i> .....	64
<i>Fisk</i> .....	66
<b>PCB</b> .....	<b>68</b>
<i>Sediment</i> .....	68
<i>Muslinger</i> .....	70

<i>Fisk</i> .....	71
<b>PAH</b> .....	<b>72</b>
<i>Sediment</i> .....	72
<i>Muslinger</i> .....	73
<i>Fisk</i> .....	74
<b>ANDRE ORGANISKE MILJØGIFTE</b> .....	<b>74</b>
<i>Bromerede flammehæmmere</i> .....	74
<b>ANDRE UNDERSØGELSER</b> .....	<b>76</b>
<i>Blødgørere, LAS og Phenoler</i> .....	76
<i>Blødgørere</i> .....	76
<i>LAS</i> .....	76
<i>Phenoler</i> .....	76
<i>Sammenfatning for andre undersøgelser</i> .....	77
<b>LOVGIVNING, GRÆNSEVÆRDIER OG KVALITETSKRAV FOR MILJØFARLIGE STOFFER.</b> .....	<b>81</b>
<b>LOVGIVNING OG REGLER</b> .....	<b>81</b>
<i>Udledning af spildevand</i> .....	81
<b>KVALITETSKRAV OG GRÆNSEVÆRDIER</b> .....	<b>84</b>
<i>Tungmetaller</i> .....	85
<i>De alifatiske kulbrinter</i> .....	87
<i>De aromatiske kulbrinter</i> .....	87
<i>De polyaromatiske kulbrinter (PAH)</i> .....	87
<i>De halogenerede alifatiske kulbrinter</i> .....	88
<i>De halogenerede aromatiske kulbrinter</i> .....	89
<i>Chlorphenoler og polychlorerede biphenyl</i> .....	89
<i>Blødgørere</i> .....	90
<i>Organiske tinforbindelser</i> .....	90
<i>Pesticider</i> .....	91
<b>GRÆNSEVÆRDIER FOR MILJØFARLIGE STOFFER I FØDEVARER</b> .....	<b>92</b>
<b>KOSTRÅD</b> .....	<b>93</b>
<b>STRATEGI OG ANBEFALINGER/REKOMMANDATIONER</b> .....	<b>94</b>
<b>ALLMÄNT</b> .....	<b>94</b>
<b>BELASTNING</b> .....	<b>94</b>
<i>Kommunala reningsverk</i> .....	94
<i>Regnbetingade utsläpp</i> .....	94
<i>Industrier</i> .....	95
<i>Vattendrag</i> .....	95
<i>Atmosfäriskt nedfall</i> .....	95
<i>Hamnar, muddring, deponier, fartyg m.m.</i> .....	95
<b>TUNGMETALLER I SEDIMENT OCH BIOTA</b> .....	<b>95</b>
<b>ORGANISKA MILJØGIFTER I SEDIMENT OCH BIOTA</b> .....	<b>95</b>
<i>Generelt</i> .....	95
<i>Screening for forekomsten af de mest kritiske stoffer fra de større kilder</i> .....	96
<i>De undersøgte matricer</i> .....	96
<i>Antal undersøgelsesområder og undersøgelsesfrekvens</i> .....	96
<i>De undersøgte stoffer</i> .....	96
<i>Analyserne</i> .....	96
<i>Effektmonitoring</i> .....	96

# Forord

I rækken af temarapporter fra Øresundsvandsamarbejdet handler denne rapport om de miljøfarlige stoffer i Øresund, om deres forekomst og koncentrationer og om de kilder, hvorfra de tilføres Øresunds havmiljø. Øresundsvandsamarbejdet er et samarbejde mellem Danmark og Sverige omkring det fælles farvand Øresund. Ved Øresund forstås i denne sammenhæng området fra den svenske kyst i øst til den danske kyst i vest og fra en linie mellem Kullen og Gilleleje i nord til en linie mellem Falsterbo og Stevns Klint i syd. Tidligere temarapporter har blandt andet handlet om Øresunds miljømålsætninger og om Øresunds bundfauna.

De miljøfarlige stoffer udgør et betydeligt problem i de marine områder. Disse områder er slutrecipienter og modtager stofferne fra både land, skibstrafik og fra atmosfærisk nedfald. Kendskabet til belastning og koncentrationer i de marine habitater er dog ringe.

Øresundsvandsamarbejdet har gennem et år arbejdet med denne problemstilling, da Øresund er et af de mest belastede farvande med tæt skibstrafik og stor befolkningstæthed på begge sider af sundet. Rapportens formål er således at samle den viden, som vi i dag har om de miljøfarlige stoffer i Øresund.

Vi har ud fra kendte data forsøgt at skabe overblik over belastning og tilstand for de miljøfarlige stoffer i Øresund. Vi har blandt andet set på data for udledninger af spildevand, for trafik, vejevand, atmosfærisk nedfald samt på overvågningsdata for indholdet i bl. a. vand, sediment og muslinger.

Rapporten indeholder tillige et overblik over væsentlige stofgrupper og lovgivningen på begge sider af sundet.

Et udvalg under arbejdsgruppen og samarbejdets faglige sekretær har udarbejdet rapporten, som bygger på data fra mange kilder, hvortil der henvises efter hvert kapitel.

Rapporten findes ikke som en trykt publikation, men er tilgængelig på internetadressen [www.oresundsvand.dk](http://www.oresundsvand.dk).

# Sammenfatning

Øresund er et meget belastet farvand med tæt skibstrafik og stor befolkningstæthed på begge sider af sundet. Øresundsvandsamarbejdet har i denne rapport sammenstillet danske og svenske overvågningsdata fra Øresunds belastning med miljøfarlige stoffer og stoffernes forekomst i Øresund.

## Belastning och källor

I avsnittet Belastning och källor redovisas kunskapsläget beträffande utsläpp av tungmetaller och organiska miljögifter till Öresund. Kunskaperna är generellt sämre för dessa ämnesgrupper än för kväve, fosfor och syreförbrukande organiskt material. Utsläpp av tungmetaller och organiska miljögifter är dock alltså ett påtagligt miljöhot. Det har därför bedömts angeläget att redovisa uppskattningar av tillförda mängder trots stora kunskapsluckor och metodmässiga svårigheter. Avsikten är att kommande år förbättra underlaget och att skapa en diskussion om metodik och om övervakningens omfattning.

Kunskaperna är betydligt bättre för tungmetaller än för organiska miljögifter. Beträffande källtyper är kunskaperna bäst för punktkällor som t.ex. kommunala reningsverk. Utsläpp via dagvatten (regnvand fra befæstede overflader) bedöms på grund av stadstillväxten i regionen vara en strategiskt viktig fråga med särskilt stort behov av förbättrat kunskapsunderlag.

Den årliga metallbelastningen på Öresund har uppskattats till ca 40 ton zink, 7 ton koppar, 5 ton nickel, 4 ton bly, 2 ton krom, 170 kg kadmium och 75 kg kvicksilver. Uppskattningarna är gjorda på grundval av statistik från åren omkring 1999-2003. De största mängderna tillförs genom atmosfäriskt nedfall, via vattendrag och via kommunala reningsverk. Utsläpp av olja via dagvatten har uppskattas kunna uppgå till minst 10-20 ton/år. Belastningen av bekämpningsmedelsrester via vattendrag har bedömts kunna vara av storleksordningen 500-1000 kg/år. Metallbelastningen bedöms under de senaste decennierna ha minskat från flertalet källtyper. För organiska miljögifter är underlaget för litet för att närmare bedömningar av trender ska kunna göras.

## Tungmetaller

Øresund har tidigare belastats kraftigt av tungmetaller från industriell verksamhet. Belastningen har minskat påtagligt under de senaste decennierna men hamnområden med mycket höga halter av tungmetaller i sedimenten förekommer i Köpenhamn, Helsingborg och Landskrona. Halterna av metaller i mindre fritidsbåtshamnar och mindre orter är dåligt kända men mätningar från några mindre hamnar antyder dock att låga halter kan förväntas. Generellt är halterna ute i Øresund och i områden med liten industriell verksamhet låga.

Vid en jämförelse av de undersökningar av metallhalter i sediment ute i Øresund som sammanställts av Øresundskommissionen från 1970-1980 talen med Øresunds vattenvårdsförbunds undersökningar efter 1990 antyds en generell minskning i områden som ej är direkt belastade. Dock kan variationer i provplatser och skillnader i analysmetodik påverka resultaten.

Kvicksilver utgör i särklass den mest förorenande metallen i sediment i Øresund i genomsnitt ligger halterna på 46 gånger det jämförvärde som ungefär motsvarar en naturlig halt i ett oförorenat sediment. Därefter kommer koppar och kadmium med ett avvikelsevärde på över fem. Bly och zink har ett avvikelse värde kring tre medan arsenik ligger på två och kobolt, nickel och krom ligger i nivå med de naturligt förekommande halterna.

Upprepade mätningar av ytsediment med några få års mellanrum visar att halterna generellt är stabila och att mellanårsvariationen är låg. Dock kan en något minskande halt skönjas på några

ställen. Huruvida förändringar i halterna beror på överlagring av renare sediment eller om det sker ett läckage är dåligt känt.

Halterna av metaller i sedimenten når i de mest förorenade områdena sådana halter att de kan antas påverka faunan negativt.

### **Organiske miljøgifte**

**TBT** forekommer i Øresund i meget høje koncentrationer i både sediment og biota, mens koncentrationen i vand er under den angivne grænseværdi. De høje TBT koncentrationer skyldes den tætte skibstrafik i Øresund.

I sedimentet overskrides grænseværdierne mellem 2.500 og 60.000 gange, mens overskridelsen for muslinger nær sejlrenderne er op til 800 gange og i muslinger fra Køge Bugt op til 80 gange.

På trods af TBT's høje giftvirkning er der ingen grænseværdier for TBT i fisk. De høje TBT-indhold medfører, at de daglige indtag ifølge WHO's anbefalinger ikke bør overstige 175 gram muslinger eller 300 gram fisk. Med det nye forbud mod anvendelse af TBT i bundmalinger, vil TBT-indholdet med tiden falde.

**DDT**-indholdet har været højt i sedimentet ud for Helsingborg, men de sidste målinger viser, at det nu er under grænseværdien som de øvrige sediment, der er undersøgt langs den skånske kyst. På den sjællandske side af Øresund overskrider målinger af sedimentets indhold af DDT grænseværdien 2-75 gange. Der er ingen forklaring på den store forskel i sedimentets indhold af DDT mellem de to kyststrækninger.

DDT-indholdene i muslinger langs den skånske kyst ligger alle under detektionsgrænsen. Det samme gør sig ikke gældende på den sjællandske side, men de er alle under grænseværdien.

Analysen af skrubbelever viser, at der er sket et fald i DDT-indholdet på begge sider af sundet. På den skånske side er DDT-indholdet faldet fra grænseværdien til under detektionsgrænsen. På den sjællandske side, hvor DDT-indholdet har været fem gange højere end på den skånske side, er DDT-indholdet faldet med 50 % siden 2001, så det i 2003 ligger 3 gange over grænseværdien.

**PCB**-indholdet overskrider kraftigt grænseværdien i sedimenterne på begge sider af Øresund. Bortset fra to ekstreme, høje værdier fra prøver lige udenfor spildevandsudløb overskrides grænseværdien mellem 10 og 60 gange. I muslinger og fisk ligger næsten samtlige målinger af PCB mellem den nedre og øvre grænseværdi. PCB-indholdet i skrubbelever fra Øresund er også stærkt forhøjet i forhold til grænseværdien. På den sjællandske side ligger indholdet 3-20 gange over grænseværdien, mens indholdet kun ligger 2-4 gange over grænseværdien på svensk side bortset fra Malmø, hvor grænseværdien overskrides næsten 10 gange.

**PAH.** Der foreligger kun sedimentmålinger af PAH fra Københavns havn og Kalveboderne. I Københavns havn overskrides grænseværdien ca. 30 gange, mens overskridelsen af grænseværdien i Kalveboderne falder fra ca. 15 gange med transektet fra Damhusåens udløb til at overholde grænseværdien ved den yderste station ud mod Køge Bugt.

PAH-indholdet i muslinger overskrider grænseværdien 2-3 gange på alle de undersøgte lokaliteter på den sjællandske side af sundet, mens det kun er to ud af fire stationer der overskrider grænseværdien på den skånske side, og det kun 1-2 gange.

PAH-indholdet i fisk er kun undersøgt på den skånske side. Der er ikke udarbejdet en grænseværdi for PAH-indholdet i fisk, men PAH-indholdet i fisk er ca. det halve i forhold til muslinger målt i µg pr. kg vådvægt.



## **Sammenfatning af Anbefalinger/Rekommendationer**

Sverige og Danmark er blevet enige om, at Øresundsområdet skal være et af Europas reneste storbyområder. De høje målsætninger er blevet konkretiserede i fælles programmer. Skal Øresundsområdet fremhæves som et af de reneste storbyområder, er det nødvendigt at myndighederne omkring Sundet ligger i den rensetekniske front, så belastningen konstant holdes på det laveste niveau.

Dernæst virker målsætningerne kun overbevisende, hvis deres opfyldelse dokumenteres gennem målinger. Belastningens størrelse og udvikling skal dokumenteres, idet der bør være et fald i denne. Der bør naturligvis også være dokumentation for, at regionens dyr og planter ikke indeholder forureningskomponenter som følge af, at de lever i rene omgivelser.

Da den nuværende overvågning ikke er tilrettelagt ud fra denne vision, opfylder den heller ikke de krav til overvågningen, som visionen medfører. Øresundsvandsamarbejdet har i et første skridt foreslået nogle ændringer i den nuværende overvågning vel vidende, at de involverede parter ikke er forpligtigede til at følge anbefalingerne.

På længere sigt håber Øresundsvandsamarbejdet, at dette initiativ kan føre til konkrete ændringer i overvågningen. Såfremt Øresundsvandsamarbejdet eksisterer efter den 31. december 2006 vil ØSV genoptage problemstillingen med de involverede interessenter i regionen, med henblik på en samlet vurdering og tilpasning af overvågningen.

Anbefalingernes adressater er anført i parentes efter hver anbefaling. Overvågningen af og tilsynet med miljøfarlige stoffers forekomst i og belastning af Øresund bør intensiveres ved

- overvågning af de større svenske kommunale rensningsanlægs belastning af Øresund med organiske miljøgifte (Länsstyrelsen i Skåne Län og de svenske øresundskommuners tekniske forvaltninger)
- vurdering af om det nuværende udvalg af metaller, som analyseres i udløbsvandet fra danske og svenske kommunale rensningsanlæg, bør suppleres med flere metaller ligesom med analyser af rester af lægemidler og hormonforstyrrende stoffer (Länsstyrelsen i Skåne Län, de svenske og danske øresundskommuners tekniske forvaltninger og de danske rensningsanlæg med udledning til Øresund),
- kvantitativ opgørelse af indholdet af miljøfarlige stoffer i vej- og overløbsvand (Vägverket, amter og svenske og danske kommuner langs Øresund),
- fortsat udveksling mellem svenske og danske myndigheder af oplysninger og resultater fra tilsyn med virksomheder og anlæg, der udleder miljøfarlige stoffer (tilsynsmyndigheder, svenske øresundskommuner og danske øresundsamter),
- måling af tilførsler af tungmetaller, rester af sprøjtemidler og andre organiske miljøgifte i flere af de større vandløb på både dansk og svensk side (vattendragsförbund og deres indgående parter, Lantbrukarnes Riksförbund, danske øresundsamter),
- fælles overvejelser om fortolkning og eventuel udvikling af målinger, som foretages i dag, af miljøfarlige stoffer, som tilføres fra atmosfæren (DMU, IVL),
- undersøgelse, opgørelse og overvågning af sedimentspredningen fra havne og andre stærkt forurenede områder; i Sverige bør sedimentanalyseres for organiske miljøgifte (danske og svenske øresundskommuner, svenske øresundshavne),

- etablering af dansk-svenske aftaler om sammenlignelige metoder til undersøgelse og kemisk analyse af fisk og muslinger og angivelse af detektionsgrænser (Øresundsvandsamarbejdets parter),
- udformning af et koordineret dansk-svensk undersøgelsesprogram for organiske miljøgifte i fisk og muslinger med udgangspunkt i en power-analyse (Øresundsvandsamarbejdets parter, DMU, Länsstyrelsen i Skåne Län, Naturvårdsverket),
- intensivering af overvågningen af effekter af organiske miljøgifte på marine organismer (Øresundsvandsamarbejdets parter, DMU, Länsstyrelsen i Skåne Län, Naturvårdsverket).

# Indledning

Øresundsvandsamarbejdet har i denne rapport sammenstillet danske og svenske overvågningsdata fra Øresunds belastning med miljøfarlige stoffer og stoffernes forekomst i Øresund. Ved miljøfarlige stoffer forstås i denne sammenhæng tungmetaller, som forekommer naturligt, men er skadelige i for store mængder, og menneskeskabte organiske stoffer, som kan være skadelige selv i meget små mængder. Radioaktive stoffer er ikke en del af rapporten.

Rapporten indledes med en gennemgang af de miljøfarlige stoffer og deres virkning i miljøet. De vigtigste grupper af de stoffer, som kendes fra det marine miljø gennemgås, og de skadelige konsekvenser, de kan få for miljøet og for menneskers sundhed angives i det omfang, de er kendt.

Desuden er der i rapporten en gennemgang af de nationale lovgivninger, grænseværdier og kvalitetskrav og de internationale konventioner, som Danmark og Sverige har opstillet eller tilsluttet sig.

Udledninger af miljøfarlige stoffer fra de forskellige kilder som for eksempel vandløb, industrier og rensningsanlæg sammenstilles, og det atmosfæriske nedfald af miljøfarlige stoffer angives. Tilførsler fra havne og fra skibe omtales også.

Data om Øresunds indhold af henholdsvis tungmetaller og organiske stoffer beskrives i hver sit kapitel. Heri sammenstilles målinger fra vandfasen, bundsedimenter og i sundets dyreliv. Der redegøres for stoffernes geografiske fordeling i sundet, ligesom de miljømål, som benyttes i Sverige og Danmark, omtales. Rapportens datagrundlag er hovedsageligt data, som stammer fra 1990-erne, men ældre, historiske data er medtaget, når dette er egnet til at skabe et bredere perspektiv for de omtalte sammenhænge.

Rapporten afsluttes med anbefalinger for overvågningen og for mulige tiltag, der skønnes at kunne forbedre de to landes vidensgrundlag på området. En øget viden om stoffernes forekomst vil forhåbentlig medvirke til at forbedre myndighedernes muligheder for at forebygge udledning af de miljøfarlige stoffer og dermed begrænse de skadelige konsekvenser heraf.

Øresundsvandsamarbejdet modtager gerne synspunkter på rapporten. Det kan være oplysninger om informationer der mangler eller forslag til en mere overskuelig fremstilling af resultatet. Det er vores hensigt at revidere rapporten i de kommende år, efterhånden som der tilføres ny viden og på baggrund af de indkomne bemærkninger.

# Stofferne og deres miljøkonsekvenser

## Hvad er miljøfarlige stoffer?

De miljøfarlige stoffer er dels tungmetallerne, som er naturligt forekommende, men skadelige i for store mængder, dels de menneskeskabte miljøfremmede stoffer, som ikke findes naturligt og kan være giftige i selv meget små mængder.

De miljøfarlige stoffer kan blandt andet være kræftfremkaldende, allergifremkaldende, mutagene, give fosterskader, kønsforstyrrelser, hjerneskader osv. Fælles for stofferne er, at kun et fåtal er undersøgt til bunds, og der findes titusindvis af stoffer, som vi ikke kender virkningen af i miljøet eller de konsekvenser stofferne har i miljøet eller for organismer og fødekæder.

Nedenstående er en generel oversigt over de væsentligste stofgrupper: tungmetaller, olieprodukter, phenoler, polyklorede biphenyler, dioxiner og furaner, bromerede flammehæmmere, phthalater, organotinforbindelser, tensider og den sammensatte gruppe af pesticider, med en beskrivelse af de miljøkonsekvenser som er kendte eller som stofferne mistænkes for at forårsage. Nedenstående er tænkt som en kort oversigt med hovedvægt på det marine miljø og er ikke fyldestgørende i detaljer.

## Tungmetaller

Tungmetallerne omfatter en lang række metaller med størst fokus på kviksølv, kadmium, bly og arsen. Disse metaller er ikke essentielle for planter og dyr, men har alle en meget høj giftighed. Andre tungmetaller som kobber, krom, kobolt, zink, jern og mangan er essentielle for organismer, dvs. organismene behøver disse metaller i en lille koncentration for at overleve, men de er giftige ved overkoncentrationer. Også metallerne vanadium, selen, molybdæn og nikkel er giftige ved overkoncentrationer. Tungmetallerne kan som de grundstoffer, de er, ikke nedbrydes, men vil blive i miljøet enten fastlagt i jorden eller i sedimenter eller de kan ophobes i fødekæderne.

Tungmetallerne har forskellige kemiske egenskaber som gør, at nogle metaller, f.eks. kobber ofte bindes hårdt til humusstoffer og andre organiske partikler, mens andre metaller opløselighed er stærkt pH afhængig, det gælder f.eks. kadmium. Ved forurening af jord og vand, som i store områder af Sverige, vil kadmium derfor findes på opløst form. Kviksølv vil under iltfrie forhold, f.eks. i sedimenter, methyleres og danne methylkviksølv, som er meget giftigt og har et meget stort potentiale for at ophobes i de akvatiske fødekæder. Dette giver konsekvenser for rovfugle og større pattedyr, bl.a. sæler og mennesker, som spiser fisk.

Overkoncentrationer af tungmetaller kan give hjerneskader, specielt er hjerneudviklingen hos fostre og børn let påvirkelig. Nyreskader, skader på centralnervesystemet samt forplantningsskader kan også forårsages af overkoncentrationer af tungmetaller.

## Olieprodukter

Olieprodukterne kan overordnet deles i de alifatiske kulbrinter, de monoaromatiske kulbrinter (BTEX) og de polyaromatiske kulbrinter (PAH).

## De alifatiske kulbrinter/kolväten

De alifatiske kulbrinter kan være mættede eller umættede. De kan være lineære eller ringformede f.eks. metan, butan, cyclohexan m.fl. De alifatiske kulbrinter udgør en væsentlig del af råolie, og selvom de ikke er særligt giftige, har man alene i kraft af deres mængde været meget opmærksom på stofferne. Visse af de cykliske og meget kortkædede alkaner kan dog være giftige, også for mennesker. De er dog samtidig ekstremt flygtige og vil derfor hurtigt fordampe fra en forurening. De tungere alkaner kan ved forurening på havet give store og synlige forureninger, olieforurening, med stor skade på miljøet til følge.

De alifatiske kulbrinter nedbrydes af mikroorganismer, når der er ilt tilstede, men i havsedimenter, hvor der er iltfrie forhold, kan de forblive i årevis.

## Monoaromatiske kulbrinter (BTEX)

De monoaromatiske kulbrinter kaldes normalt BTEX'er, efter stofferne benzen, toluen, ethylbenzener og xylener. BTEX'erne kan udgøre alvorlige jord- og grundvandsforureninger og er samtidig meget mobile i miljøet på grund af høj vandopløselighed og flygtighed. BTEX'er nedbrydes under iltrige forhold, men ikke eller kun dårligt, hvis der, som i sedimenter, er iltfrit. Benzen er kræftfremkaldende og alle BTEX'erne er giftige.

## Polyaromatiske kulbrinter (PAH)

De polyaromatiske kulbrinter er højmolekylære flerringede forbindelser. Stofferne indgår i tjæreforbindelse og i råolie. Flere PAH'ere er både kræftfremkaldende og giftige. PAH'ere er meget lidt vandopløselige og har tendens til at ophobe sig i sedimenter samtidig med, at PAH'ere har stort potentiale for at binde sig til fedtvæv i organismer og dermed ophobes i fødekæderne. PAH'ere kan for de flestes vedkommende nedbrydes under iltrige forhold af både bakterier og svampe. Enkelte af de små PAH'ere kan nedbrydes under iltfrie forhold.

## Halogenerede alifatiske eller aromatiske kulbrinter

Halogenforbindelser er stoffer, der indeholder klor, brom, jod eller fluor og omfatter f.eks. dioxin, DDT m.fl. (se senere). Selvom mange halogenerede stoffer er menneskeskabte findes der tusindvis naturligt forekommende halogenforbindelser. I atmosfæren findes der f.eks. omkring 5 mio. tons chlormethan, produceret af alger og svampe.

De menneskeskabte halogenerede alifatiske og aromatiske kulbrinter omfatter meget giftige stoffer som både kan være kræftfremkaldende og mutagene. De halogenerede kulbrinter anvendes i stor stil indenfor industri og som rengørings- og opløsningsmidler.

Den alifatiske halogenerede kulbrinte HCH (hexachlorcyclohexan) har været anvendt som pesticid og er meget giftig for vandlevende organismer. Det samme gør sig gældende for den halogenerede aromatiske kulbrinte HCB (hexachlorbenzen). En af HCH's isomerer, gamma HCH, også kaldet Lindan anvendes som insektmiddel. Dette er forbudt i både Danmark og Sverige, men findes stadig i anvendelse i mange andre lande, hvorfra det spredes via luften.

## Phenoler

Phenolerne består af en benzenring med mindst en hydroxylgruppe påhæftet. Phenolerne er giftige og anvendes generelt som biocider, dvs. stoffer der dræber alle slags levende organismer, ligesom det anvendes i plastindustrien og som antioxidant og stabilisatorer i levnedsmidler mm. Flere phenoler f.eks. nonylphenol og Bisphenol A har tillige østrogenlignende effekter hos fisk, pattedyr og krebsdyr.

## **Overfladeaktive stoffer – tensider**

Nonylphenoler indgår i gruppen af i vaskemidler og kosmetik som produceres og anvendes i stort omfang. Bisphenol A, som er giftigt for vandlevende organismer, er byggesten i epoxy-polycarbonat- og polyester-styrenplast og indgår bl.a. i tandfyldningsmateriale og plastbelægning i konservesdåser. Som beskrevet indgår nonylphenolerne i gruppen overfladeaktive stoffer eller tensider, men der findes en lang række andre stoffer f.eks. LAS der anvendes i vaske- og rengøringsmidler som overfladeaktivt stof. Tensiderne er organiske stoffer med en vandskyende ende (hydrofob) og en vandelskende ende (hydrofil). Tensiderne er giftige for vandlevende organismer, men nedbrydes generelt let under iltrige forhold, mens nedbrydningen går langsomt under iltfattige forhold.

## **Chlorerede phenoler**

Chlorerede phenoler er phenolforbindelser der indeholder chlor. Chlorerede phenoler bruges ofte som pesticider f.eks. PCP. Ofte indeholder pesticider med chlorerede phenoler tillige dioxin og flere af disse er derfor forbudt nu.

Vandopløseligheden af phenolerne er generelt relativ høj, og de har derfor en vis bevægelighed i miljøet, hvorved de kan tilføres grundvandet med nedsivende regnvand. Phenoler kan nedbrydes under både iltrige og iltfrie forhold, nedbrydningstiden afhænger af hvor mange grupper, der sidder på benzenringen. Nonylphenol, PCP og Bisphenol A nedbrydes derimod relativt langsomt - ca. 2 måneder. Phenoler har en ringe tendens til at ophobes i fødekæderne.

## **Polychlorerede biphenyler**

Polychlorerede biphenyler eller PCB-er er stoffer, som består af to benzenkerner forbundet af enkelte kulstofbindinger og påhæftet chloratomer. Der findes 209 mulige PCB-ere, hvoraf 36 udgør en miljøtrussel. PCB har været anvendt siden 1930'erne i stor stil, og der er produceret mængder på op imod 1,5 millioner tons PCB på verdensplan. PCB har med sine specielle egenskaber fundet anvendelse indenfor utroligt mange brancher fra hydrauliske systemer til skosvæerte, hvilket har ført til massive udslip til miljøet. Men PCB kom først i søgelyset miljømæssigt i 1966, da en svensk forsker påviste stofgruppen som forurening. PCB er nu fundet over alt på jordkloden. PCB nedbrydes vanskeligt og ophobes i fødekæderne. PCB forsøges udfaset i internationalt regi, men produceres stadig i visse lande. PCB er giftigt for varmblodede organismer og kan give leverskader, øjenskader og kronisk hududslet. PCB forgiftning kan have dødelig udgang. PCB kan også give skader på fostre og påvirke formeringsevnen gennem nedsat sædkvalitet, ligesom det svækker immunforsvaret.

## **Dioxiner og furaner**

Dioxiner er polychlorerede dibenzo-p-dioxiner som er beslægtede med de polychlorerede dibenzofuraner. Stofferne optræder som urenheder og forureninger i andre stoffer uden en selvstændig anvendelse. Den væsentligste kilde til miljøet sker ved pyrosyntese i forbrændingsprocesser f.eks. affaldsforbrænding. Begge stofgrupper hører til de giftigste som findes og den dødelige dosis for små dyr som f.eks. en hamster er 1 milliontedel gram. Dioxiner og furaner indvirker på en lang række processer i de påvirkede organismer og er stærkt kræftfremkaldende. Stofferne nedbrydes vanskeligt og ophobes let i fødekæderne.

## **Bromerede flammehæmmere/flammskydsmedel**

Bromerede flammehæmmere er en række forskellige organiske stoffer med bromatomer påsat. Stofferne kan deles i grupperne: haloner, polybromerede biphenyler (PBB), polybromerede diphenylethere (PBDE) og tetrabrombiphenol A (TBBP A).

Fælles for stofferne er, at de effektivt kan hæmme eller slukke ild. Halonerne er yderst effektive som brandslukningsmiddel, men er under udfasning, da de medvirker til nedbrydning af ozonlaget.

De tre andre stoffer PBB, PBDE og TBBP A har alle en relativ høj fedtopløselighed og kan derfor ophobes i fødekæderne. Stofferne er fundet i organismer og sedimenter overalt på jorden. Nedbrydningen af de bromerede flammehæmmere sker kun vanskeligt med halveringstider på op i mod 12 år. Yderligere vil PBB og PBDE ved sollys, f.eks. i havoverfladen, nedbrydes til væsentligt mere giftige stoffer, mens TBBP A kun delvist kan nedbrydes i jord. Ved forbrænding omdannes stofferne til polybromerede dioxiner og polybromerede furaner med høj giftighed. PBB kan fremkalde leverkræft og virke hormonlignende ligesom PBDE og TBBP A, som også er mistænkt for at give fosterskader. TBBP A er stærkt giftigt for vandlevende organismer.

### **Blødgørere – phthalater**

Phthalaterne (PAE) er phthalsyrens estere, som har været anvendt som blødgøringsmiddel i plastmateriale siden 1920'erne, og de er nogle af de vigtigste industrikemikalier. PAE er ikke kemisk bundet i plastmaterialet og kan derfor vandre til plastoverfladen, hvorfra det afgives til det omgivende miljø. Graden af vandring afhænger af den kemiske struktur, hvor f.eks. DEPH har stor tendens til vandring. Miljømæssigt er især DEPH vigtig bl.a. på grund af den store producerede og anvendte mængde. DEPH udviser desuden tendens til at ophobes i fødekæderne. PAE findes i dag i organismer, jord og planter overalt på jorden. PAE er generelt nemt nedbrydelige ved iltrige forhold, mens f.eks. DEPH nedbrydes vanskeligt ved iltfrie forhold og derfor ophobes i bl.a. sedimenter. Store doser af PAE påvirker hjerneaktiviteten, forplantningen og svækker immunforsvaret. DEPH hæmmer formeringen af bl.a. krebsdyr og er mistænkt for at være både kræftfremkaldende og mutagent ved høje doser. Flere phthalater har østrogenlignende effekter på pattedyr og fisk.

### **Organotinforbindelser**

Organotinforbindelser herunder TBT (tributyltin) har været brugt siden 1960'erne som antibegroningsmiddel på skibe og fiskeredskaber. TBT er en særdeles potent gift, som er virksomt over for en lang række vandlevende dyr, planter og svampe, hvor stoffet hæmmer energiomsætningen. TBT forårsager også kønsændringer (intersex og imposex) og sterilitet hos flere organismegrupper. TBT har stor tilbøjelighed til at sætte sig på partikler i vandet og synke ned til bunden bundet til partiklerne. Dette har stor betydning for nedbrydningshastigheden af TBT. I iltrigt vand med gode lysforhold vil TBT nedbrydes i løbet af dage til uger. Men når TBT er sunket ned til bunden, hvor ilt- og lysforhold er dårlige, tager nedbrydningen 1 - 10 år.

TBT har høj fedtopløselighed og kan opkoncentreres i fødekæderne, og TBT er fundet i f.eks. marsvin, edderfugle og skrubber. I havpattedyr som f.eks. marsvin nedsætter selv lave koncentrationer af TBT immunforsvaret og TBT er derfor mistænkt for at spille en rolle i de epidemiske sygdomme, som bl.a. har ramt havodder og sæler.

### **Pesticider**

Pesticider eller bekæmpelsesmidler er en stofgruppe, som er defineret ud fra sin anvendelse. Pesticidgruppen indeholder derfor mange slags kemiske stoffer og virkemidler.

Det nok mest kendte pesticid er DDT, som i starten af 1960'erne var i fokus med baggrund i bogen "Det tavse forår" af Rachel Carson (1969), som for første gang fremlagde sammenhængen mellem anvendelse af pesticider og sangfuglenes markante tilbagegang, som var en følge af, at fuglene spiste insekter med højt indhold af tungt nedbrydelige pesticider.

I dag findes der et utal af godkendte pesticider, mens mange af dem som man anvendte fra midten af 1900- tallet, nu er forbudt, i hvert fald i den vestlige verden f.eks. DDT, Lindan m.fl.

Pesticiderne er naturligt nok giftige, men de er giftige for en lang række andre organismer end dem, de er beregnet for. Således er de fleste stærkt giftige for vandlevende organismer, og kan ophobes i vandmiljøet og dermed give langvarige skader på miljøet. Pesticiderne har også vist sig meget

mobile i miljøet, således har man fundet pesticider i f.eks. nedbør, grundvand, fødevarer og brystmælk.

Pesticider kan normalt nedbrydes i jorden, hvor de udsprede, men visse er meget tungtnedbrydelige og findes derfor i miljøet i mange år, f.eks. tager det op mod 30 år at nedbryde DDT. Ofte sker nedbrydning ikke til ende, og der kan dannes stabile nedbrydningsprodukter. Dette er velkendt for f.eks. ukrudtsmidlet dichlorbenil, hvor det stabile nedbrydningsprodukt BAM er både giftigt i sig selv og mere mobilt i miljøet end moderstoffet. BAM er derfor ofte fundet i grundvand.

## **Referencer**

Carson, R. L.: Det tavse Forår. Gyldendals Forlag 1963. Amerikansk originaltitel: Silent Spring, 1962.

Helvig, A. (red.): Kemiske stoffer i miljøet (2000). Gads forlag, København.

Bernes, C. (red). Organiske miljøgifter (1998). Naturvårdsverkets Förlag, Sverige.

Öberg, M. och Håkansson, H.: Hälsorisker med långlivade organiska miljögifter (2000). Naturvårdsverkets Förlag, Sverige.

Miljø og Energiministeriet, Danmark: Faktuel, PAH-stoffer i havmiljøet (2001).



# Belastning och källor

## Översikt

Öresunds vattenområden belastas av miljögifter genom påverkan från punktkällor, vattendrag och från s.k. diffusa källor. Till punktkällor brukar i detta sammanhang räknas kustförlagda kommunala reningsverk och industrier, där de kommunala reningsverken i sin tur är belastade av hushåll, industrier och andra verksamheter. Belastning sker också genom dagvatten ("regnvand fra befæstede overflader") och bräddning ("overløb") från tätorternas avloppssystem. De miljögifter som via vattendrag transporteras till Öresund tillförs från jordbruksmark och tätorter, ev. också från industrier och kommunala reningsverk. Till de diffusa källorna kan räknas atmosfäriskt nedfall, belastning från hamnverksamhet, muddring, deponering m.m. samt belastning genom grundvattenutflöde. Även fartygstafrik och fritidsbåtar belastar Öresund.

Kunskaperna om belastningen på Öresund är betydligt sämre när det gäller miljögifter än när det gäller kväve, fosfor och BOD. För närsalter och syreförbrukande ämnen sammanställer myndigheterna årligen noggranna redovisningar. Eftersom det har bedömts angeläget att få till stånd en debatt om belastningens omfattning och verkan också när det gäller miljögifter presenteras nedan, trots bitvis stora kunskapsluckor, sammanställningar grundade på befintligt material hos myndigheterna. Summeringar av belastningsdata från olika källtyper har gjorts även i de fall osäkerheten är stor. Olika typer av förenklade schabloner har då använts. Osäkerheten är särskilt stor för dagvatten och bräddat vatten där anförda förhållanden snarast kan betraktas som räkneexempel. Avsikten är att efterhand följa upp och revidera de belastningstal som framkommit.

I avsnittet "Sammanställning av belastning på Öresund" sammanfattas tillgänglig information om tillförseln, först för tungmetaller och därefter för organiska miljögifter. En mer detaljerad genomgång sker i det därpå följande avsnittet "Belastning från olika källtyper". I de följande avsnitten diskuteras trender och osäkerheter samt jämförelser med kvalitetskrav m.m.

Redovisningen syftar inte primärt till att jämföra eller betygsätta förhållanden på dansk och svensk sida. Detta skulle vara svårt bl.a. eftersom den danska befolkningen inom avrinningsområdet är betydligt större än den svenska. Det finns också andra faktorer som skiljer, t.ex. historiska och naturgeografiska. Öresunds vattenområde har också större areal på dansk sida än på svensk, vilket medför högre siffror på dansk sida när atmosfäriskt nedfall ska beräknas. Jämförelser mellan länderna blir således lätt missvisande. Såväl danska som svenska förhållanden redovisas dock då det bedömts ha ett stort intresse i en fortsatt diskussion.

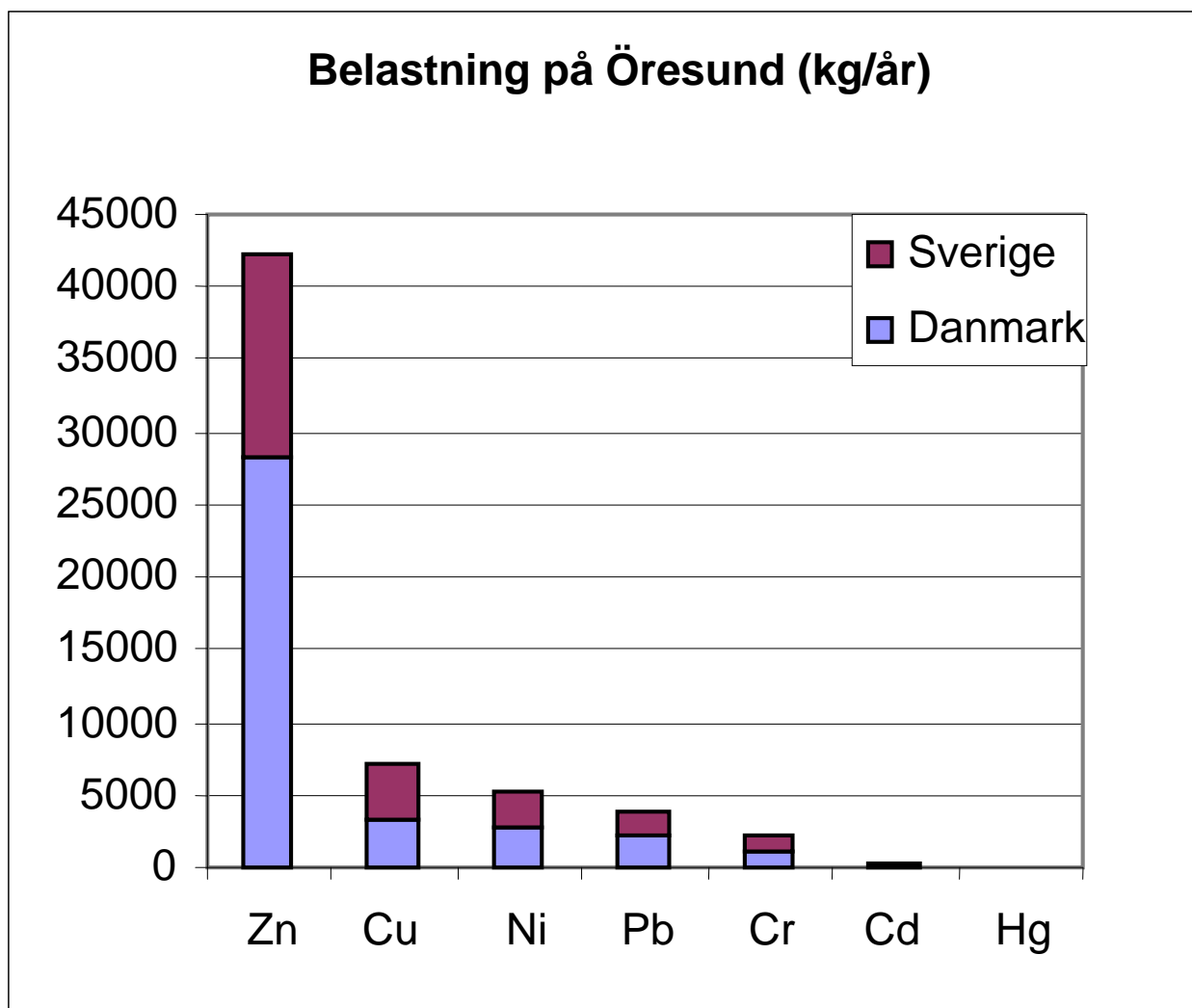
## Sammanställning av belastning på Öresund

### Tungmetaller

Figur 1 redovisar uppskattad belastning på Öresund av sju tungmetaller. Figuren ger en grov uppfattning om vilka av metallerna som tillförs i störst mängd. De efterföljande figurerna 2a-2g redovisar metallutsläpp uppdelat på de fem källkategorierna atmosfäriskt nedfall, vattendrag, kommunala reningsverk, dagvatten/bräddat vatten från avloppsnät samt industrier/verksamheter. Den belastning som sker uppströms till vattendrag och kommunala reningsverk redovisas ej men återspeglas som delar i den samlade belastningen för dessa kategorier.

Av figurerna framgår att den beräknade belastningen på Öresund motsvarar ca 40 ton zink, 7 ton koppar, 5 ton nickel, 4 ton bly, 2 ton krom, 170 kg kadmium och 75 kg kvicksilver. De största mängderna tillförs genom atmosfäriskt nedfall, via vattendrag och kommunala reningsverk. Mindre bidrag kommer från dagvatten/bräddat vatten samt från industrier. Störst osäkerhet bedöms finnas för uppgifter rörande dagvatten och bräddat vatten. De mängder som redovisas i figur 1 samt 2a-2g

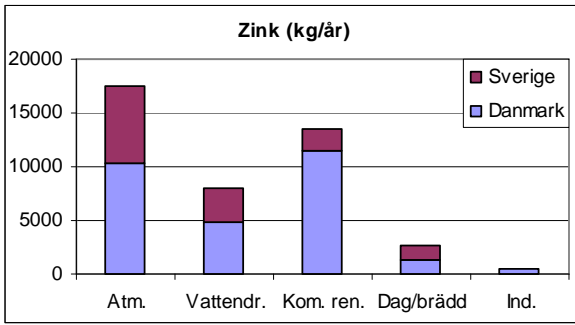
kan grovt anses representera förhållanden som gällde de första åren efter år 2000, d.v.s. omkring 2001-2002, men statistiken är inte enhetlig utan har hämtats från 1998-2003 och kan vara genomsnitt från denna period, resultat från enstaka år eller schabloner, allt beroende på tillgången på data. Detta beskrivs närmare i respektive avsnitt.



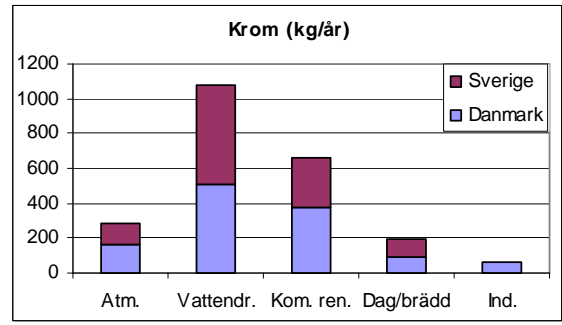
Figur 1. Uppskattad årlig belastning av sju metaller på Öresund. Belastningen av kadmium är ca 100 kg på dansk och 70 kg på svensk sida, kvicksilverbelastningen 60 resp. 15 kg.

Vissa uppskattningar kan göras även för arsenik (As) trots att underlaget har brister framför allt på svensk sida. Den sammanlagda belastningen för åren omkring år 2000 på Öresund kan uppskattas till ca 2 ton/år.

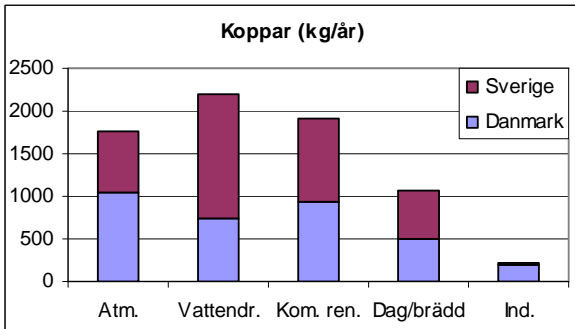
För Köpenhamns hamn har uttransporten av kvicksilver från sediment m.m. till Öresund beräknats till ca 3 kg/år (1999). Danska studier tyder vidare på att belastningen av koppar från fritidsbåtars bottenmålning kan uppgå till flera ton per år. Dessa mängder är inte inräknade i figurerna ovan. Danska beräkningar tyder också på att tillförseln av tributyltenn från fartyg i Öresund kan uppgå till 600 kg per år.



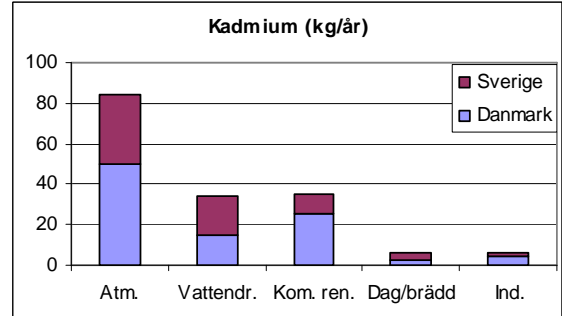
Figur 2a. Belastning av zink (Zn) på Öresund.



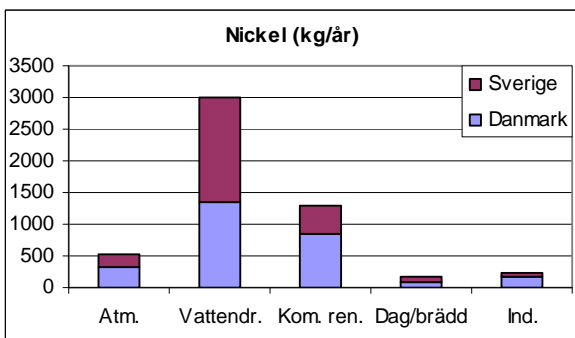
Figur 2e. Belastning av krom (Cr) på Öresund.



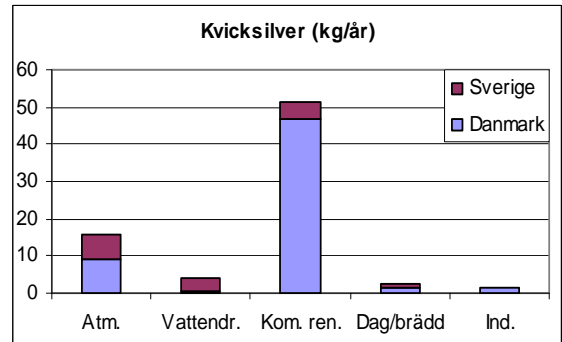
Figur 2b. Belastning av koppar (Cu) på Öresund.



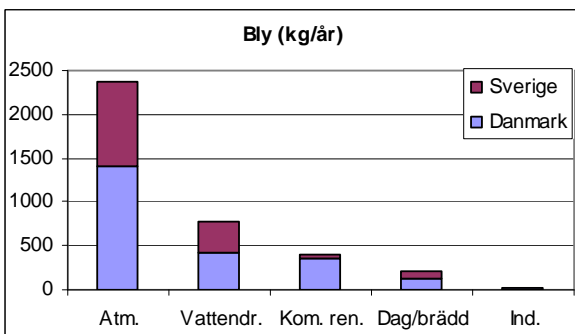
Figur 2f. Belastning av kadmium (Cd) på Öresund.



Figur 2c. Belastning av nickel (Ni) på Öresund.



Figur 2g. Belastning av kvicksilver (Hg) på Öresund.



Figur 2d. Belastning av bly (Pb) på Öresund.

## Organiska miljögifter

Uppgifter har påträffats från sju av de större danska kommunala reningsverken där ca 100 ämnen mäts. De redovisade utsläppen för femton av de ämnen som förekommer i störst mängd och som kunnat mängdbestämmas vid åtminstone något verk ligger i intervallet 1-600 kg/år, motsvarande en sammanlagd utgående mängd på ca 1500 kg/år. Påvisade ämnesgrupper är bl.a. tensider, fenoler, aminer, ftalater och olika klorerade ämnen. Det är dock inte möjligt att uppskatta de totala utsläppen ens för dessa ämnen vid dessa verk då mängderna inte kunnat bestämmas vid samtliga. Någon uppskattning av utsläppta mängder för alla regionens reningsverk är än mindre möjlig att göra. Förutom bättre mätunderlag är en klassificering m.h.t. miljöfarlighet önskvärd om räkenskaperna ska vidareutvecklas i en kommande etapp.

Underlaget för dagvatten och bräddning är knapphändigt. I Köpenhamns kommun har såväl kvantitativa som kvalitativa data påträffats. Grova uppskattningar pekar på att utsläppen för hela Öresundsområdet via dagvatten skulle kunna uppgå till minst 10-20 ton olja och 20-40 kg PAH per år. Relativt stora mängder ftalater avleds också denna väg. Via bräddat vatten avgår betydande mängder olja, tensider och ftalater.

På både dansk och svensk sida är uppgifterna om industriella utsläpp av organiska miljögifter knappa. På dansk sida finns uppgifter om utsläpp av fenoler, klorfenoler, ftalater och några andra ämnen, vilka släppts ut i mängder på omkring 1-10 kg per år. På svensk sida finns mycket få uppgifter.

Belastningen på Öresund av bekämpningsmedelsrester via vattendrag har med utgångspunkt från rapporterade summahalter och årsflöden uppskattats till storleksordningen 500-1000 kg per år totalt från dansk och svensk sida. Uppskattningar med utgångspunkt från använda mängder och den andel som förloras till vattendrag har givit lägre värden. För andra ämnen än bekämpningsmedel finns bara ett fåtal data. För Damhusåen har rapporterats uttransport av ca 30 kg linjära alkylbensensulfonater och 3 kg trikloretylen per år.

Uppgifter om atmosfäriskt nedfall av organiska miljögifter är mycket begränsade i regionen. Från en mätstation i Skåne har rapporterats att nedfallet av bekämpningsmedelsrester under fyra månader 2002 uppgick till 28 µg/m<sup>2</sup>.

## Belastning från olika källtyper

### Kommunala reningsverk

Det finns omkring 20 reningsverk längs Öresund med direkta utsläpp till havet. De flesta är belägna på den folkrikare danska sidan. Störst på dansk sida är Lynetten RA, Damhusåen RA och Avedøre Spildevandcenter, alla belägna i Köpenhamnsregionen. Störst på svensk sida är Sjölunda avloppsreningsverk i Malmö och Öresundsverket i Helsingborg. På både dansk och svensk sida finns också avloppsreningsverk inne i landet. Utsläppen från dessa avspeglas i belastningsberäkningar för berörda vattendrag och medtages därför inte här.

### Tungmetaller

Tabell 1 redovisar utsläpp av tungmetaller (kg/år) från de kustbaserade reningsverken. För några verk finns inte data för alla metaller. Utsläppen har då uppskattats med hjälp av uppgifter från övriga verk under antagande om proportionalitet. För de minsta verken på dansk sida finns inte krav på mätningar. Utsläppen från dessa har också uppskattats och summerats under punkten "Övriga".

Tabell 1. Sammanställning av belastning av tungmetaller (kg/år) på Öresund från danska och svenska kustbaserade kommunala reningsverk. Redovisade uppgifter är medelvärden av tillgängliga data 1999-2003. De mindre danska verk vars värden summerats under punkten "Övriga" är Dronning Mölle RA, Nordkysten RA, Sydkystens RA, Nivå RA, Dragör RA, Mosede RA, Solröd RA samt Ströby Ladeplads RA. Uppskattat värde anges med \*. Svenska uppgifter om arsenik saknas.

Danska reningsverk	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Helsingör RA	1	0,1	1	25	0,5	5	1,8	177
Vedbæk RA	4*	0,3*	0,03	3	0,1	0,1	1	84
Lundtofte RA	9	1,5*	16	43	2	47*	16	578
Damhusåens RA	60*	5,5	40	124	9	290	52	1620
Lynetten	140*	9,3	90	262	18	197	156	5100
Tårnby RA	43	0,6	40	110	2,5	25	15	629
Avedøre Spildevcent	48	3	132	95	8,6*	153	42	1251
Köge Egnens RA	16	2,4	13	157	1,2	25,5	37	661
Övriga	40*	3*	44*	109*	5*	97*	43*	1353*
<b>DELSUMMA</b>	<b>361</b>	<b>25,7</b>	<b>376</b>	<b>928</b>	<b>46,9</b>	<b>839,6</b>	<b>363,8</b>	<b>11453</b>
<b>Svenska reningsverk</b>								
Höganäs ARV		0,4	39,4	57	0,3	79	2,4	170
Helsingborg ARV		3,1	45,9	336	1,4	70	20,8	685
Landskrona ARV		0,6	22,5	34	0,8	22	6,5	293
Sjölunda ARV		4,9*	153*	444	1,52	232	9,4	788
Klagshamn ARV		0,03	22*	108	0,34	47	2,4	145
<b>DELSUMMA</b>		<b>9,03</b>	<b>282,8</b>	<b>979</b>	<b>4,36</b>	<b>450</b>	<b>41,5</b>	<b>2081</b>
<b>TOTALSUMMA</b>		<b>34,73</b>	<b>658,8</b>	<b>1907</b>	<b>51,26</b>	<b>1289,6</b>	<b>405,3</b>	<b>13534</b>

Zink är den av metallerna i uppställningen som släpps ut i störst mängd, följd av koppar, nickel, krom, och bly. Detta gäller både dansk och svensk sida. På dansk sida är kvicksilverutsläppen något överraskande större än kadmiumutsläppen medan det omvända gäller på svensk sida.

De totalt behandlade vattenflödena har beräknats vara ungefär dubbelt så stora på dansk sida (155 miljoner kbm) som på svensk sida (75 miljoner kbm). I proportion till flödena är de svenska utsläppen av krom, koppar och nickel större än de danska medan de danska utsläppen av kadmium, kvicksilver, bly och zink är större än de svenska. Siffrorna bör dock användas med försiktighet eftersom t.ex. enstaka höga värden från början av perioden kraftigt kan påverka bilden. Detta kan t.ex. vara en del av förklaringen till de något höga danska kvicksilverutsläppen. För flertalet metaller, särskilt arsenik, finns behov av förbättrat underlag.

Utöver de metaller som redovisas i tabell 1 finns för enstaka verk uppgifter om fler metaller. Från ett av verken rapporteras exempelvis utsläpp av betydande mängder barium (Ba), litium (Li), molybden (Mo), tallium (Tl) och silver (Ag).

### Organiska miljögifter

Uppgifter om utsläpp av organiska miljögifter från kommunala avloppsreningsverk föreligger endast från dansk sida, där data fram till utgången av 2003 fanns tillgängliga från sju av de större verken (Lynetten RA år 2002, Damhusåen RA år 2003, Avedøre Spildevandcenter år 2002, Lundtofte RA år 2001, Tårnby RA år 2001, Helsingör RA år 2001, Köge Egnens RA år 2002). Sammanlagda mängder av ämnen som förekommit i förhållandevis stor omfattning (> ca 1 kg vid något verk) redovisas i tabell 2.



Figur 3. Sjölanda reningsverk.  
I förgrunden luftningsbassänger.

Tabell 2. Exempel på organiska ämnen/miljögifter i utgående vatten från 7 danska reningsverk. Sammanlagda mängder per år för de verk där utsläppens storlek kunnat beräknas samt antal verk där ämnet kunnat mängdbestämmas.

Ämne	Mängd (kg/år)	Antal verk
Alkylbensensulfonater	620	2
TCPP	530	7
Dimetylamin	150	3
DEHP	75	5
Tributylfosfat	45	5
Dietylamin	35	3
Nonylfenol/-etoxilater	30	6
Fenol	20	5
MTBE	15	5
Bisphenol A	11	4
Dibutylftalat	5	1
Triklöretylen	3	4
Toluen	3	2
Tetrakloretylen	2	4
2,5-dikloranilin	2	1

De ämnen som tabellen omfattar är de 15 ämnen som varit möjliga att mängdbestämma i störst kvantiteter. Av tabellen framgår att utsläppens storlek dock inte kunnat anges vid samtliga verk.

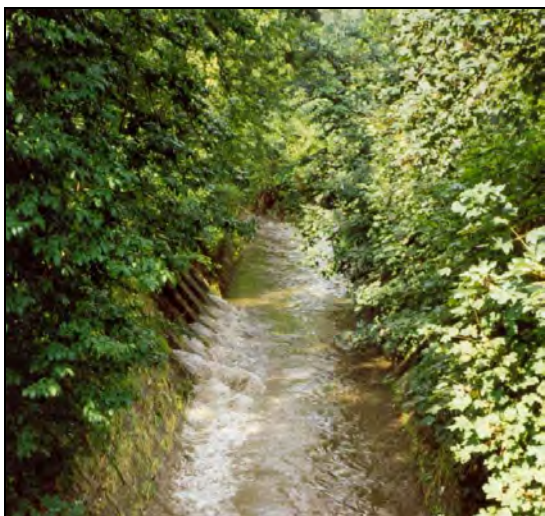
Kunskaperna om utsläppen av organiska miljögifter har förbättrats avsevärt tack vare de danska mätprogrammen som omfattar väl utvalda ämnen och ämnesgrupper. Avskiljningsgraden varierar mycket för olika ämnen och kan överstiga 90 %. Mot bakgrund av det stora antalet förekommande ämnen och mot bakgrund av att data saknas på svensk sida får kunskaperna om den sammanlagda belastningen på Öresund dock alltför anses vara mycket begränsad.

### Regnbetingade utsläpp från tätorternas avloppsnät

Med regnbetingade utsläpp avses dagvattenutsläpp från separerade avloppsledningsnät och utsläpp genom bräddning från kombinerade nät. Det finns stora svårigheter att uppskatta de föroreningsmängder som avgår till Öresund dessa vägar. Underlaget i form av mätdata är sämre än för flertalet andra utsläppskällor. Orsaken är framför allt utsläppens oregelbundna karaktär. Dagvattnets föroreningsinnehåll varierar t.ex. beroende på nederbördens intensitet, varaktighet och tidsavstånd till föregående regntillfälle.

För att kunna uppskatta mängden av föroreningar som avleds till Öresund skulle omfattande sammanställningar rörande avloppsvattennätets uppbyggnad behöva göras. Väg dagvatten skulle behöva särskiljas från dagvatten från parkeringsplatser, industriområden, tak etc. Utsläpp till marina miljöer och hamnområden behöver noggrant särskiljas från utsläpp till vattendrag. Information om

dessa va-tekniska förhållanden finns främst hos de kommunala tekniska verken. Kontakter har tagits med berörda instanser men det har inte varit möjligt att göra en genomgång på detaljnivå. I vissa fall saknas väsentlig information. Nedanstående beräkningar bör betraktas främst som räkneexempel. Det är angeläget att kommande år förbättra underlaget och utveckla beräkningsmetoderna.



Figur 4. Torpedorørene, Københavns Kommune.



Figur 5. Overløb, Københavns Kommune.

Uppgifter om dagvattenvolymer har påträffats hos Köpenhamns kommun, berörda Amter samt hos Malmö och Landskrona kommuner. Uppgifter om dagvattnets innehåll av föroreningar har påträffats främst hos Köpenhamns kommun. På svensk sida av Öresund har nästan inga data om föroreningsinnehåll i dagvatten påträffats men Vägverket har tagit fram schabloner för olika typer av bebyggelse. För volymer av bräddat vatten finns uppgifter hos berörda myndigheter på båda sidor sundet utom de mindre svenska kommunerna. Information om föroreningsinnehåll i bräddat vatten har också i detta fall påträffats främst hos Köpenhamns kommun. På dansk sida har också omfattande litteratursökningar gjorts. På den svenska sidan saknas data nästan helt. Det finns dock uppskattningar av hur stor del av det bräddade vattnet som består av dagvatten.

### Tungmetaller

*Dagvatten.* Det har i denna undersökning uppskattats att ca 20 miljoner kubikmeter dagvatten per år avrinner direkt till Öresund från kustnära bebyggelse (dagvatten som avrinner till Öresund via vattendrag således ej medräknat). Denna mängd har fördelats på tre kategorier på både dansk och svensk sida: hårt förorenat (0,8 resp. 0,2 miljoner kbm), medelhårt förorenat (6 resp. 9 miljoner kbm) samt lätt förorenat (2 miljoner kbm på vardera sidan). Tabell 3 redovisar vilka halter som använts när utsläppen beräknats, tabell 4 beräknade utsläpp från dansk och svensk sida samt totalt.

Tabell 3. Koncentrationer av metaller (µg/l) som använts vid beräkning av belastning via dagvatten.

Metall/nivå	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Hårt	0,4	15	90	0,04	15	25	200
Medel	0,3	10	50	0,03	10	8	120
Lätt	0,2	4	30	0,01	4	2	50

Tabell 4. Beräknade utsläpp av metaller (kg/år) via dagvatten från dansk och svensk sida samt totalt.

Metall/utsläpp	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Utsläpp D	2,5	80	432	0,2	80	72	980
Utsläpp S	3,2	101	528	0,3	101	81	1220
Utsläpp totalt	5,7	181	960	0,5	181	153	2200

Med de antaganden som gjorts är utsläppen större på svensk sida än på dansk, vilket kan verka förvånande då den danska stadsbebyggelsen längs Öresundskusten upptar större areal än den svenska. Större delen av Köpenhamns kommun har dock kombinerade avloppssystem varför dagvattenmängderna som avleds direkt till havet härifrån blir förhållandevis små.

*Bräddat vatten från ledningsssystem.* De vattenmängder som bräddar från avloppsnäten har uppskattats vara ca 2 miljoner kbm per år på dansk sida och 1 miljon kbm per år på svensk sida. Dessa vattenvolymer har indelats i två kategorier, hårdare och lättare förorenat vatten. På både dansk och svensk sida har hälften av volymerna förts till vardera kategorin. Tabell 5 visar vilka koncentrationer som använts och tabell 6 vilka mängder som med dessa antaganden leds till Öresund.

Tabell 5. Koncentrationer av metaller (µg/l) som använts vid beräkning av belastning via bräddat vatten.

Metall/nivå	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Hårt	0,3	5	45	0,8	4	30	230
Lätt	0,1	2	20	0,4	2	15	100

Tabell 6. Beräknade utsläpp av metaller (kg/år) via bräddat vatten från dansk och svensk sida samt totalt.

Metall/utsläpp	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Utsläpp D	0,4	7	65	1,2	6	45	330
Utsläpp S	0,2	3,5	32,5	0,6	3	22,5	165
Totalt	0,6	10,5	97,5	1,8	9	67,5	495

De totala regnbetingade metallutsläppen till Öresund från avloppsledningsnäten (dagvatten och bräddat vatten) kan med dessa exempel uppskattas i enlighet med uppställningen i tabell 7.

Tabell 7. Beräknade regnbetingade utsläpp av metaller (kg/år) till Öresund från dansk och svensk sida samt totalt.

Metall/utsläpp	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Utsläpp D	2,9	87	497	1,4	86	117	1310
Utsläpp S	3,4	104,5	560,5	0,9	104	103,5	1385
Totalt	6,3	191,5	1057,5	2,3	190	220,5	2695

### Organiska miljögifter

Få uppgifter finns tillgängliga om organiska miljögifter i dagvatten och bräddat vatten. Uppgifter finns främst hos Köpenhamns kommun. På svensk sida finns vissa uppgifter från områden utanför regionen, bl.a. Stockholmsområdet. I Malmö görs mätningar i anslutning till Öresundsbrons landfäste.

Antaganden om oljehalter på 0,5-1,0 mg/l och halter av PAH på 1-2 µg/l i dagvatten skulle ge en total årlig belastning av 10-20 ton olja och 20-40 kg PAH till Öresund från denna källkategori; uppgifterna bör anses tillkomna främst som räkneexempel, troligen är utsläppen högre. Uppgifter från Köpenhamn tyder på att mängden ftalater som leds till Öresund via dagvatten också kan vara betydande.

Från Köpenhamn finns också uppgifter om att betydande mängder olja, tensider och ftalater avgår via bräddat vatten.

### Test av toxicitet

Danska studier med tillämpning av standardiserade biologiska testsystem har visat att vägdayvatten kan ha toxiska egenskaper.



## Industrier och andra verksamheter

Omkring Öresund finns flera tusen industrier, laboratorier, sjukvårdsinrättningar, avfalls- och energianläggningar, biltvättar m.m. med utsläpp av avloppsvatten. Nästan alla är anslutna till kommunalt avlopp. Ett fåtal industrier har dock utsläpp av renade processvatten direkt till Öresund. Dagvattenutsläpp förekommer också. En sammanställning av danska och svenska utsläpp från industrier och verksamheter redovisas nedan.

### Tungmetaller

Tabell 8 redovisar industriella tungmetallutsläpp till Öresund. Tabellen baseras på uppgifter hos myndigheter från 14 danska och 5 svenska verksamheter år 1999-2002. De danska verksamheterna är Amagerværket, H.C. Ørsted Værket, I/S Amagerforbrænding, Uniscrap A/S, Bildemontering KBH A/S, HJ Hansen, BK Metal samt Rødovre Jern- og Metalhandel (alla i Köpenhamns kommun), Köbenhavns Lufthavn (Köbenhavns Amt) samt Sun Chemical A/S, Sun afværgeboring, Junckers Industrier A/S, CP Kelco ApS och Fe F Chemicals A/S (samtliga Roskilde Amt). De svenska verksamheterna är Boliden Bergsöe, Hydro Agri och Scandust AB (alla i Landskrona kommun), Kemira Kemi AB (Helsingborgs kommun) samt Höganäs AB (Höganäs kommun).

Tabell 8. Utsläpp av tungmetaller från industrier och andra verksamheter på dansk sida (D), svensk sida (S) och totalt (kg/år).

Metall/ Land	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
D		4	60	206	1,5	177	20	430
S	6	2	3	7	0,01	45	5,5	21
Totalt		6	63	213	1,51	222	25,5	451

Zink, nickel och koppar är de metaller som enligt statistiken släpps ut i störst omfattning. Utöver de metaller som upptas i tabellen finns även enstaka uppgifter om utsläpp av aluminium, molybden och strontium.

### Organiska miljögifter

På både dansk och svensk sida är uppgifterna om utsläpp av organiska miljögifter knappa. På dansk sida redovisas utsläpp av bl.a. fenol, 2,4-metylfenol, 4-klor-2 metylfenol, 2,4,6-triklorfenol, 2,5-dikloranilin, DEHP, MCPA, mekoprop, etofumesat och 2,4-D. Dessa ämnen har släppts ut i mängder 1-10 kg. På svensk sida saknas uppgifter om utsläppta mängder i det närmaste helt.

### Vattendrag

Myndigheterna på båda sidor om Öresund sammanställer uppgifter om flöden, miljö kvalitet och andra förhållanden vad gäller de större och mer betydande danska och svenska vattendragen. På dansk sida mynnar tretton sådana vattendrag i Öresund och på svensk sida fem. På båda sidor finns även relativt stora kustområden som avvattnas till Öresund genom diffus avrinning eller via småbäckar. Tabell 9 redovisar uppgifter om avrinningsområden, flöden m.m. för danska och svenska vattendrag med avrinning till Öresund. Flödena är genomsnittliga flöden under ca 10 års tid.

Tabell 9. Danska och svenska vattendrag med avrinning mot Öresund.

Vattendrag Dansk sida	Avrinnings- område (km <sup>2</sup> )	Flöde m <sup>3</sup> /s	Mynnar i	Vattendrag Svensk sida	Avrinnings- område (km <sup>2</sup> )	Flöde m <sup>3</sup> /s	Mynnar i
Söborg kanal	58	0,44	Öresunds- tragten	Råån	193	1,59	N. Öresund
Esrumms å	130	0,89	Öresunds- tragten	Saxån- Braån	360	3,45	Lundåkra-bukten
Nive å	62	0,43	N. Öresund	Kävlingeån	1204	12,11	Lommabukten
Usseröd Å	140	0,64	N. Öresund	Höje å	316	3,17	Lommabukten
Kikhanerenden	5	0,04	N. Öresund	Segeån	334	2,72	Lommabukten
Mölleån	121	0,53	N. Öresund	Övriga	400	3,8	
Harrestrup å	64	0,26	Köge bugt	<b>Totalt</b>	<b>2807</b>	<b>26,84</b>	
Store Vejle Å	52	0,38	Köge bugt				
Lille Vejle Å	46	0,12	Köge bugt				
Skensved Å	36	0,15	Köge bugt				
Köge Å	134	1,11	Köge bugt				
Vedskölle Å	33	0,28	Köge bugt				
Tryggevælde Å	295	2,1	Köge bugt				
Övriga	533	3,25					
<b>Totalt</b>	<b>1739</b>	<b>10,63</b>					

### Tungmetaller

Uppgifter om tungmetallanalyser och transporter är begränsade. Enligt NOVA-2003, programbeskrivelse 1998-2003, har mätningar skett av tungmetaller i 5 större danska vattendrag nämligen Odense å, Skjern å, Gudenå, Bygholm å och Damhusåen. Damhusåen mynnar i Kalveboderne nära Köpenhamn, övriga är inte belägna i Öresundsområdet. På svensk sida föreligger uppgifter om uppmätta metallhalter och transporter för fyra av fem vattendrag med avrinning mot Öresund nämligen Råån, Saxån-Braån, Kävlingeån och Höje å. För Saxån-Braån och Höje å sker mätningarna i vattendragsförbundens regi, för Råån och Kävlingeån redovisas data från Institutionen för miljöanalys, SLU (Sveriges lantbruksuniversitet). För Segeån saknas övervakning av tungmetalltransporter.

En ansats att uppskatta uttransporterade mängder till Öresund redovisas i tabell 10. Som schablon har antagits att transporten är proportionell mot årsflödena. På dansk sida har beräkningarna utgått från medelmedianvärden 2001 uppmätta inom NOVA för de fem danska vattendragen, på svensk sida från medelvärden för de fyra skånska vattendragen 1998-2003. För arsenik föreligger dock data endast från Kävlingeån och Råån, för kvicksilver endast från Råån. Transporten har beräknats m.h.t. flödena i tabell 9.

Tabell 10. Uppskattad transport av tungmetaller till Öresund (kg/år) från danska och svenska vattendrag samt totalt.

Metall/ Land	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Danska vattendrag	440	15	510	740	1	1350	430	4800
Svenska vattendrag	750	19	570	1460	3	1650	350	3160
Totalt	1190	34	1080	2200	4	3000	780	7960

Zink är den metall som enligt tabellen transporteras ut i störst mängd, följd av nickel och koppar. Med hänsyn till vattenflödenas storlek skulle kunna förväntas att relationen för uttransport av

metaller skulle vara något annorlunda med högre svensk andel. En del av förklaringen kan vara större påverkan från urbana områden på några av de danska vattendragen. Som illustration visas medelvärden av halter av metaller i Råån och den urbant påverkade Damhusåen år 2001.

Tabell 11. Exempel på förekommande metallhalter ( $\mu\text{g/l}$ ). Råån och Damhusåen (2001).

Metall/ vattendrag	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Råån	0,7	0,02	0,8	1,6	0,002	3,6	0,2	3,4
Damhusåen	3,0	0,14	2,7	7,4	0,004	12	10	39,8



Figur 6. Motiv från Råån.

### Organiska miljögifter

Information om uttransport av organiska miljögifter via vattendrag till Öresund är knapphändig. De uppgifter som finns tillgängliga gäller framför allt bekämpningsmedelsrester.

#### *Bekämpningsmedelsrester*

Studier av förekomst av bekämpningsmedelsrester i vattendrag med avrinning mot Öresund har påträffats bara för ett fåtal vattendrag. Detta är något överraskande med tanke på att jordbruket är intensivt på båda sidor om Öresund. På dansk sida kan nämnas undersökningar av Damhusåen och av ett mindre vattendrag, Österbæk (8,9 km<sup>2</sup>) i Fredriksborgs Amt. På svensk sida har uppgifter bara påträffats för Saxån-Braån. Det har inte varit möjligt att göra längre gående efterforskningar vad gäller information om vattendrag utanför Öresundsregionen, men för dansk sida kan bl.a. nämnas detaljerade studier för Lillebæk på Fyn (4 km<sup>2</sup>) och Oddebæk på Nordjylland (11 km<sup>2</sup>). På svensk sida redovisar SLU i olika rapporter resultat från provtagning inom typområden representerande olika svenska jordbruksregioner.

På både dansk och svensk sida påträffas bekämpningsmedelsrester i vattendragen under alla årstider. Halterna är vanligen högst under maj till oktober. Vattenflödena är å andra sidan ofta högst under vinterhalvåret.

Exempel på vanliga ämnen som ofta påträffas i både danska och svenska vattendrag är atrazin, BAM, bentazon, isoproturon, mekoprop, MCPA, och terbutylazin. En del av de ämnen som påträffas är metaboliter eller ämnen som inte längre används.

När det gäller sammanlagda halter av bekämpningsmedel i vattendragen redovisar exempelvis SLU vanliga summahalter från ett skånskt vattendrag på mellan 0,05 och 4,2  $\mu\text{g/l}$  i veckoprover under perioden maj till december 2002 med ett medelvärde på 1,7  $\mu\text{g/l}$ . I Saxån-Braån mätte det regionala vattenvårdsförbundet år 2000 bekämpningsmedel vid 8 tillfällen från maj till december. Högst summanvärden noterades i maj, 1,98  $\mu\text{g/l}$ , lägst i november, 0,25  $\mu\text{g/l}$ . I Österbæk på dansk sida

varierade summakoncentrationen under en treårsperiod mellan minimum 0,12 och maximum 3,65 µg/l.

När det gäller årstransporterna till Öresund kan i detta sammanhang bara grova uppskattningar göras, generaliserade för dansk och svensk sida. Med beaktande att vattenföringen är betydligt högre på vinterhalvåret än på sommarhalvåret prövas här en beräkning utgående från att summahalterna av bekämpningsmedelsrester som genomsnitt över ett år skulle kunna ligga i intervallet 0,4-0,9 µg/l. Man erhåller då att de uttransporterade mängderna till Öresund skulle kunna uppgå till totalt ca 500-1000 kg/år varav ca 150-300 kg från dansk och ca 350-750 kg från svensk sida.

På svensk sida finns uppgifter om att nära hälften av den i Sverige använda substansmängden (ca 1750 ton/år) används i Skåne. Om man beaktar förhållandet mellan Skånes areal och arealen för avrinningsområdet mot Öresund och även beaktar litteraturuppgifter rörande beräknade förluster (0,06-0,09 % av använd mängd) erhålles att förlusterna för avrinningsområdet mot den svenska sidan av Öresund skulle kunna uppgå till 150 – 220 kg/år, vilket är lägre än vad som erhöles ovan. Liknande beräkningar för dansk sida ger mängder understigande 100 kg/år på dansk sida. Andelen odlad mark är också lägre på dansk sida än på svensk.

#### Övriga ämnen

På dansk sida redovisas för åren 2001 och 2002 att 25 organiska ämnen förutom bekämpningsmedelsrester undersökts i de fem större vattendragen som omfattas av NOVA. Endast i ett av dem, Damhusåen, var koncentrationerna dock så höga att slutsatser kunde dras vad gäller uttransporterade mängder. Transporten av linjära alkylbensensulfonater beräknades till ca 30 kg/år, transporten av trikloretylen till ca 3 kg/år. Flera olika polyaromatiska kolväten uttransporterades i mängder understigande ett kg/år.

För vattendragen på svensk sida saknas data för andra organiska miljögifter än bekämpningsmedel.

## Atmosfäriskt nedfall

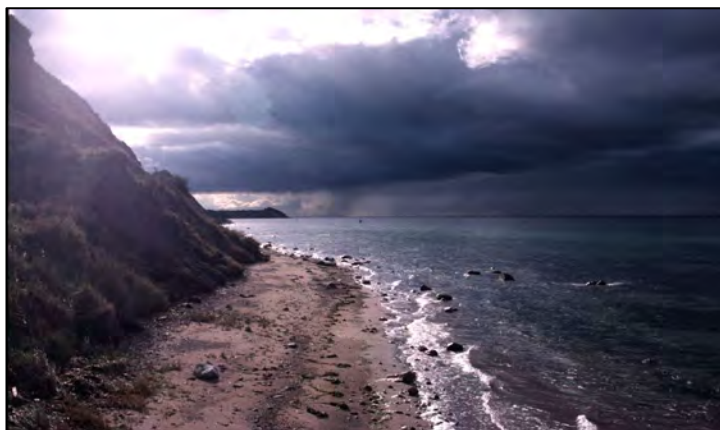
### Tungmetaller

Öresunds vattenyta uppgår till ca 2338 km<sup>2</sup> (1379 km<sup>2</sup> på dansk sida).

Uppgifter om atmosfäriskt nedfall av tungmetaller har för danska inre vatten framtagits av DMU (Danmarks Miljøundersøgelser). På svensk sida redovisar IVL (Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning) uppgifter om nedfall av metaller. De värden för tungmetalldeposition som redovisas i tabell 12 nedan har framräknats på basen av danska värden, utom för kvicksilver där svenska värden använts (danska värden saknas för kvicksilver).

Tabell 12. Uppskattad deposition av tungmetaller år 2002 på Öresund, dansk (D) och svensk (S) sida samt totalt.

Metall	Deposition 2002 µg/m <sup>2</sup>	Deposition (D) kg	Deposition (S) kg	Total deposition (D+S) kg
As	124	171	119	290
Cd	36	50	34	84
Cr	121	167	116	283
Cu	753	1038	722	1760
Hg	6,7	9,2	6,4	15,6
Ni	225	310	216	526
Pb	1015	1400	972	2372
Zn	7493	10336	7182	17518



Figur 7. Motiv från Ven.

### Organiska miljögifter

Deposition av organiska miljögifter är hittills inte mätt i Danmark, men kommer att mätas inom NOVANA-programmet på två stationer (Anholt i Kattegat och på Jylland).

På svensk sida finns uppgifter om nedfall av bekämpningsmedelsrester från Vavihill i Skåne där  $27,9 \mu\text{g}/\text{m}^2$  uppmätts under 4 månader 2002 (maj-juni, september-oktober). Om värdet används för Öresund skulle det innebära deposition av ca 65 kg bekämpningsmedel under dessa 4 månader. Sammanlagt 28 olika bekämpningsmedelsrester och 3 nedbrytningsrester återfanns i regnvattnet.

### Övriga källor

#### Hamnar

Beräkningar av spridning av miljögifter från hamnarna vid Öresund är kända endast för Köpenhamns hamn och endast för kvicksilver. Det har således uppskattats att ca 3 kg kvicksilver per år med ursprung i Sydhamnen transporteras vidare norrut 1999.



Figur 8. Motiv från Köpenhamn.

#### Muddring

I samband med muddring och tippning görs ofta mätningar av miljögifter i sediment. Däremot mäts sällan den spridning av miljögifter som sker till Öresund i samband med sådana aktiviteter. Spridningen skulle möjligen kunna uppskattas med kännedom om föroreningshalter i sediment, muddrade volymer, densitet och med antagande om spillprocent. Det har t.ex. förekommit att man vid större byggprojekt ställt krav på ett spill understigande 5 %.

## Deponier

Det har inte varit möjligt inom denna studie att få fram statistik vad gäller utsläpp från deponier, (avfallsdeponier, utfyllnader m.m.) vare sig på svensk eller dansk sida.

## Fartyg

Den intensiva fartygstrafiken i Öresund medför en kraftig belastning av tributyltenn (TBT) från fartygens bottenmålning. Beräkningar hos Miljökontrollen tyder på att belastningen kan vara av storleksordningen 600 kg per år. Fritidsbåtar bidrar vidare med belastning av bl.a. koppar från bottenmålningar. Beräkningar inom Huvudstadens Utvecklingsråd tyder på att denna belastning på Öresunds havsområde från dansk sida kan vara av storleksordningen 1 ton koppar per år och ännu större inne i hamnarna. Svenska uppgifter saknas.

På svensk sida sker bokföring av oljeutsläpp till havs av kustbevakningen i Karlskrona. Trenden har varit att antalet utsläpp minskat. Eftersom koordinater för utsläppen noteras, och ibland även uppskattade mängder, bör det vara möjligt att följa utvecklingen i Öresund. År 2003 förekom två incidenter på svensk sida där utsläppen dock var små. För de insatser som sker genom brandkåren med anledning av utsläpp t.ex. inne i hamnar är det också möjligt att få viss statistik.

På dansk sida har Søværnets Operative Kommando ansvar för beredskap, övervakning och föroreningsbekämpning. Statistik redovisas över gjorda observationer från flyg, fartyg, satellit m.m. i danska farvatten. Separat statistik för olika delområden tas normalt inte fram men på kartor tillgängliga via hemsidor redovisas var utsläpp ägt rum.

## Grundvatten

Det är inte känt vilka föroreningsmängder som genom grundvattenströmning tillförs Öresund. På både dansk och svensk sida kan grundvattnet i varierande grad vara påverkat av t.ex. äldre industriområden och av jordbruket. Från Köpenhamns Amt finns redovisat förekomst av ett antal s.k. afværgeforanstaltninger med utsläpp till recipient. De är idrifttagna som följd av äldre markföroreningar. Rening av vattnet sker med kolfilter, sandfilter m.m. Bland utsläppta ämnen dominerar trikloretylen och cis-1,2-dikloretylen (ca 10 kg vardera). Utsläppen sker som regel inte med Öresund som primär recipient.

## Trender och osäkerheter

### Kommunala reningsverk

För kommunala reningsverk bedöms trenden för utsläpp av tungmetaller vara avtagande under de senaste 10-15 åren. Strukturomvandling och åtgärder inom industrin, skärpt lagstiftning och tillsyn är bidragande faktorer. Åtgärder vid verken som avsett att begränsa utsläpp av näringsämnen har också bidragit till att begränsa de direkta utsläppen till havet av metaller och organiska miljögifter. När det gäller organiska miljögifter finns dock inte mätningar så långt tillbaka i tiden att närmare slutsatser kan dras. På svensk sida saknas data för utsläpp av organiska miljögifter.

Möjligheterna att uppskatta den samlade belastningen av metaller från reningsverken i regionen bedöms vara goda då mätningar sker vid alla större verk och ingår i en lagstiftad kontroll. Bedömningen gäller dock endast ca 7 metaller. I vissa fall behöver detektionsgränserna förbättras.

### Dagvatten och bräddat vatten

Trots brist på data och svårigheter att jämföra undersökningar från olika tidpunkter förefaller bedömningen kunna göras att tungmetallhalterna i dagvatten minskat under de senaste årtiondena. Dagvatten från vägområden med ökade trafikmängder kan utgöra undantag. Minskande kontinental utsläpp till luft och minskande korrosion på grund av högre pH i nederbörd har bidragit till att begränsa halterna. Eftersom dagvattenmängderna långsiktigt ökat på grund av utbyggnad av

urbana områden och vägar är det dock inte säkert att den mängd tungmetaller som årligen avleds till Öresund också minskar.



Figur 9. Dagvatten/vejvand.

Underlag finns inte för att kunna säga om utsläpp av organiska miljögifter via dagvatten minskar eller ökar. Med tanke på den ökande trafiken och med tanke på bilparkens relativt höga ålder (svensk sida) kan det vara relevant att särskilt bevaka trafikrelaterade föroreningar i dagvatten.

Förutsättningar bör finnas för minskade utsläpp av metaller och organiska miljögifter via bräddning eftersom man strävar efter att begränsa bräddningsvolymerna.

Osäkerheten är mycket hög i de bedömningar som gjorts av regnbetingade utsläpp till Öresund från avloppsledningsnäten, högst för samtliga diskuterade kategorier. Om utsläppen är två eller tre gånger större än vad som uppskattats genom de anförda räkneexemplen får detta stora konsekvenser för en samlad värdering av belastningen.

### Industrier och andra verksamheter

På svensk sida bedöms industriutsläppen generellt ha minskat under de senaste årtionden, beroende bland annat på minskad verksamhet och miljöåtgärder vid de större kustbaserade industrierna. En lokal påverkan kan alltså finnas, även som resultat av historiska utsläpp. Liknande förhållanden torde gälla på dansk sida.

Uppgifter om utsläpp från industrier och andra verksamheter förutsätts ha god noggrannhet då de ingår i lagstadgad kontroll. Mätningarnas omfattning är dock beroende av de krav som ställts. Det är angeläget att även dagvattenytor blir föremål för bedömning.

### Vattendrag

På dansk sida har slutsatser om trender för tungmetalltransporter via vattendrag inte kunna dras inom ramen för denna studie. På svensk sida finns mångåriga mätserier av tungmetallhalter från flera vattendrag. Det är dock även här svårt att se tydliga trender.

Den försålda mängden bekämpningsmedel inom jordbruk samt frukt- och trädgårdsbruk var i Sverige år 2002 60 % lägre än genomsnittet för åren 1981-1985. Under den senare delen av perioden, efter 1995, har dock ingen minskning skett. Det finns uppgifter från SLU om att halterna av bekämpningsmedel långsiktigt har minskat i svenska vattendrag. Tydligt minskande halter för Saxån-Braån under de mer än tio år mätningarna pågått har dock inte noterats.

Med tanke på vattendragens stora betydelse är underlaget beträffande mätdata något svagt i Öresundsregionen. På båda sidor av sundet behövs studier av organiska miljögifter i fler vattendrag, såväl bekämpningsmedel som andra ämnen. På dansk sida är det önskvärt med undersökningar av tungmetaller i fler vattendrag. På svensk sida är det önskvärt med undersökningar av tungmetaller i alla de fem större vattendragen.

### Atmosfäriskt nedfall

På svensk sida är det bl.a. genom studier av mossa känt att metalldepositionen minskat sedan 1980-talet. Också på dansk sida bedöms depositionen ha minskat. Minskningen är särskilt tydlig för bly och kadmium.

Kunskapsunderlaget bedöms vara förhållandevis bra när det gäller nedfall av tungmetaller. Osäkerheten har för enskilda tungmetaller i data rapporterade av DMU uppskattats till ca 30 %. Kunskapsunderlaget är betydligt sämre, men växande, för organiska miljögifter.

### Övriga källor

#### Hamnar

Undersökningar som kan ligga till grund för kvantitativa bedömningar har endast gjorts för Köpenhamns hamn och endast för kvicksilver. Trenden är avtagande. År 1986 uppgick nettotransporten norrut till ca 8 kg/år, år 1999 till ca 3 kg/år.

#### Fartyg

Genom lagstiftning begränsas användningen av miljöfarliga ämnen i båtbottnfärger. Samtidigt sker forskning för att finna alternativ.

Antalet oljeutsläpp från fartyg är minskande i Östersjön enligt statistik från Kustbevakningen. Sannolikt finns dock mörkertal. Sammanställningar av trender för Öresund har inte kunnat göras.

#### Deponier, muddring, grundvattenutflöden

Ingen bedömning har kunnat göras.

### Försök till jämförelser

På svensk sida lämnar Naturvårdsverket i "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, kust och hav" förslag till hur miljögifters förekomst i marina miljöer ska värderas. Bedömningsgrunderna omfattar bl.a. sediment och biota men inte havsvatten. På dansk sida finns dock kvalitetskrav för havsvatten i Bekendtgørelse 921, uttryckta i enheten µg/l.

Som ett bidrag till en debatt om hur belastningen på Öresund ska kunna värderas anges nedan ett index som uttrycker en relation mellan tillförda mängder och ovan nämnda kvalitetskrav. Beräkningar genomföres endast för metaller.

Tabell 13. Tillförsel av metaller till Öresund, kvalitetskrav samt ett med utgångspunkt härifrån beräknat index.

Metall	Tillförsel (ton/år)	Kvalitetskrav (µg/l)	Index
As	2,0	4	0,5
Cd	0,17	2,5	0,07
Cr	2,3	1	2,3
Cu	7,1	2,9	2,45
Hg	0,07	0,3	0,25
Ni	5,2	8,3	0,63
Pb	3,8	5,6	0,68
Zn	42,2	86	0,49

Beräkningarna ger något överraskande högst index för koppar och krom, lägst för kadmium och kvicksilver. Någon vidare bedömning av resultaten eller av värdet att genomföra denna typ av

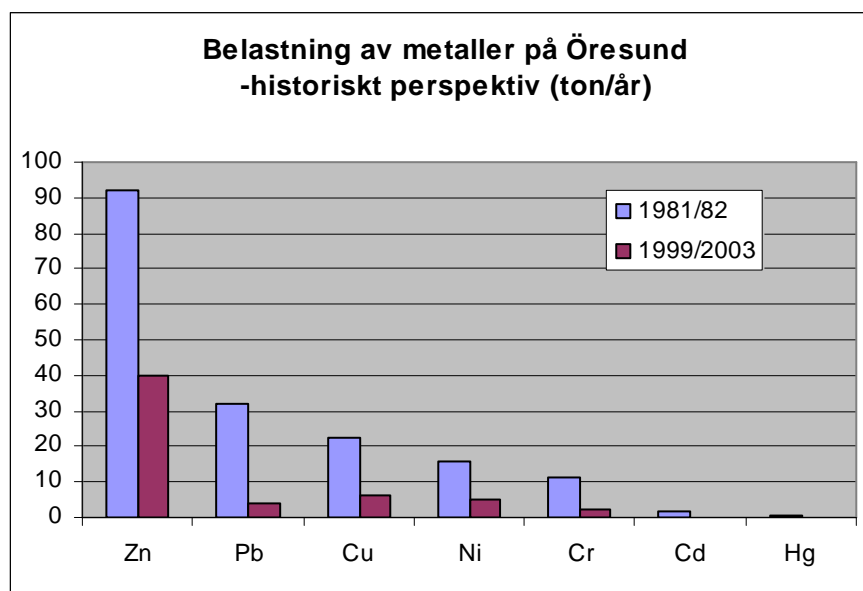


beräkningar görs inte här. Beräkningarna skulle kunna utvidgas genom att ta hänsyn till de ämnestransporter som sker med östersjövatten. Vanligen sker dock inte värdering av olika ämnens miljöpåverkan genom denna typ av beräkningar utan genom bedömning av data från undersökning av biota.

Öresundskommissionen. Historiskt perspektiv.

Inom den tidigare Öresundskommissionen gjordes beräkningar av belastningen på Öresund av toxiska ämnen, bl.a. tungmetaller, grundade på förhållanden som gällde under början av 1980-talet. Också vid detta tillfälle konstaterades att underlaget för beräkningarna var knapphändigt. Av uppenbara skäl är mycket stor försiktighet tillrådlig när man diskuterar dessa äldre data tillsammans med senare beräkningar. I figur 10 sammanfattas dock resultat avseende sju metaller från såväl kommissionens beräkningar som från beräkningar i föreliggande rapport. I båda fallen har belastning via kommunala reningsverk, industrier, vattendrag och atmosfäriskt nedfall inkluderats i de totala beloppen. Dagvatten är ej medtaget.

De generellt högre värdena i kommissionens beräkningar överensstämmer med nutida iakttagelser om lägre utsläpp från viktiga källtyper. Den stora minskningen av bly överensstämmer också med väl kända förhållanden. Att göra närmare jämförelser i övrigt är knappast meningsfullt.



Figur 10. Uppskattad metallbelastning på Öresund (ton/år) för sju metaller grundat på uppgifter från Öresundskommissionen (data från omkring 1981/82) och från föreliggande rapport (data från omkring 1999-2003). Kadmium- respektive kvicksilverbelastningen uppgick vid det senare tillfället till ca 0,17 resp. 0,07 ton/år.

## Överväganden

Det kan konstateras att det drygt 20 år efter det att Öresundskommissionen gjorde sina beräkningar fortfarande saknas en adekvat övervakning av belastningen på Öresund vad gäller miljögifter. Detta står inte i samklang med de höga målsättningar för miljön som finns för regionen.

Öresundsområdet beskrivs ofta som ett av Europas viktigaste tillväxtområden. Miljöövervakningens omfattning bör ställas i relation till detta perspektiv.

För tungmetallbelastningen kan grova summeringar av belastningen göras, men för flera viktiga källtyper är underlaget mycket svagt. Bedömningar kan bara göras för sju till åtta metaller. För organiska miljögifter saknas möjligheter att bedöma belastningen annat än mycket grovt för ett fåtal ämnesgrupper.

Med tanke på det stora antalet ämnen kan det vid första anblicken förefalla orimligt att övervaka miljögiftsbelastningen på ett sätt som svarar mot behoven. I Öresundsregionen är emellertid antalet

utsläppspunkter tämligen begränsat, med t.ex. blott en handfull utsläpp från vardera kustbaserade industrier, kommunala reningsverk och åmynningar på svensk sida, något fler på dansk sida. En kostnadseffektiv övervakning av god kvalitet bör inte vara en utopi.

## Referenser

- Danmarks Miljøundersøgelser 2003: Atmosfærisk deposition 2002. Faglig rapport nr. 466.
- Danmarks Miljøundersøgelser 2003: Vandløb 2002. Faglig rapport nr. 470.
- Danmarks Miljøundersøgelser 2003: Vandmiljø 2003. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Faglig rapport nr. 471.
- Frederiksborg Amt, Teknik & Miljø 2003: Vandløb og kilder. Tilstand og udvikling 2002. Vandmiljøovervågning nr. 101.
- Frederiksborg Amt, Teknik & Miljø 2004: Punktkilder 2003. Vandmiljøovervågning nr. 102.
- Helsingborgs stad 2004, Tekniska förvaltningen: Miljörapport 2003. Öresundsverket Helsingborg.
- Höganäs kommun, Tekniska förvaltningen 2004: Miljörapport enligt miljöbalken, Höganäs avloppsreningsverk Höganäs kommun 2003.
- Höje å Vattendragsförbund 2003: Höje å recipientkontroll 2002. Ekologgruppen.
- Kreuger J, Holmberg H, Kylin H, Ulén B.: Bekämpningsmedel i vatten från typområden, åar och i nederbörd under 2002. Ekohydrologi 77, rapport 2003:12, SLU.
- Kävlingeåns Vattendragsförbund 2003: Kävlingeån. Vattenkontroll 2002. Ekologgruppen.
- Københavns Amt, Teknisk forvaltning 2004: Vandmiljøovervågning Punktkilder 2003.
- Københavns Kommune 2004. Punktkilder 2003: Vandmiljøovervågning, NOVA 2003.
- Københavns Kommune 2003. Punktkilder 2002: Vandmiljøovervågning, NOVA 2003.
- Landskrona kommun, Tekniska verken 2004: Miljörapport för Lundåkraverket 2003.
- Lynettefælleskabet I/S 2004: Grønt regnskab 2003.
- Roskilde Amt, Teknisk forvaltning 2003: Punktkilderrapport. Punktkilder i Roskilde Amt 2002.
- Rååns vattendragsförbund 2003: Råån. Vattenundersökningar 2002. Ekologgruppen.
- Saxån-Braåns Vattenvårdskommitté 2004: Saxån-Braån. Vattenkontrollen 2003. Årsrapport. Ekologgruppen.
- Segeåns Vattendragsförbund 2003: Samordnad vattendragskontroll. Årsrapport 2002. Scandiaconsult.
- Sjölunda avloppsreningsverk Malmö: Miljörapport enligt miljöbalken för år 2001. Malmö stad, VA-verket 2002.
- Vägverket: Dagvattenbelastning på sjöar och vattendrag i förhållande till andra föroreningskällor. Publ 2001:114. J&W 2001.
- Öresundskommissionen: Öresund. Tillstånd, belastning och nivåer av toxiska ämnen. Naturvårdsverket, 1985.
- Öresunds vattenvårdsförbund: Undersökningar i Öresund 2002. ÖVF Rapport 2003:1. SWECO VIAK, PAG, SMHI, Toxicon 2003.

# Tungmetaller - förekomst i miljön

Metaller förekommer naturligt i miljön och många är i lagom mängd nödvändiga för både djur och växters funktion. Såväl de naturligt förekommande, som de skadliga halterna av olika metaller varierar kraftigt i miljön. Öresund belastas av tungmetaller från industrier, kommunala reningsverk, dagvatten, vattendrag, fartygstrafik, luftdeposition och genom läckage från deponier. Muddringsarbeten i hamnar där sedimenten innehåller höga halter kan också innebära en spridning av metaller.

Punktutsläppen från reningsverk och industrier har minskat kraftigt sedan 1980-talet. Det är inte längre industrierna som dominerar föroreningsbilden utan de diffusa källorna. De senaste decenniernas miljöarbete har förändrat både tillverkningsprocesser och reningsanläggningar. Främst används inte lika mycket metaller i industriprocesserna längre och av det som passerar till reningsverk fångas större delen upp. Slammet från reningsverken har ofta fortfarande så höga halter av metaller och andra miljögifter att det är olämpligt att lägga slammet som gödning på åkermark.

Läckaget av metaller från produkter som tagits ur bruk, varav en del ligger på deponier, eller fortfarande är i bruk som bl a takbeläggning, lyktstolpar båtbottnfärger, rörledningar mm, är svårt att åtgärda. Ytterligare resonemang om belastningskällor finns i kapitlet om belastning.

Tabell 14. Utsläpp av metaller från svensk sida (kg/år) till Öresund från kommunala reningsverk och industrier. Uppgifterna från 1981/82 baseras på uppskattningar i Öresundskommisionens rapport 1984:2. Uppgifterna för perioden 1999 - 2003 baseras på uppskattningar i avsnittet "Belastning och källor" i föreliggande rapport.

Metall/period	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1981/1982	70	1100	3600	40	1000	2900	6150
1999 - 2003	11	300	1000	4	500	45	2100

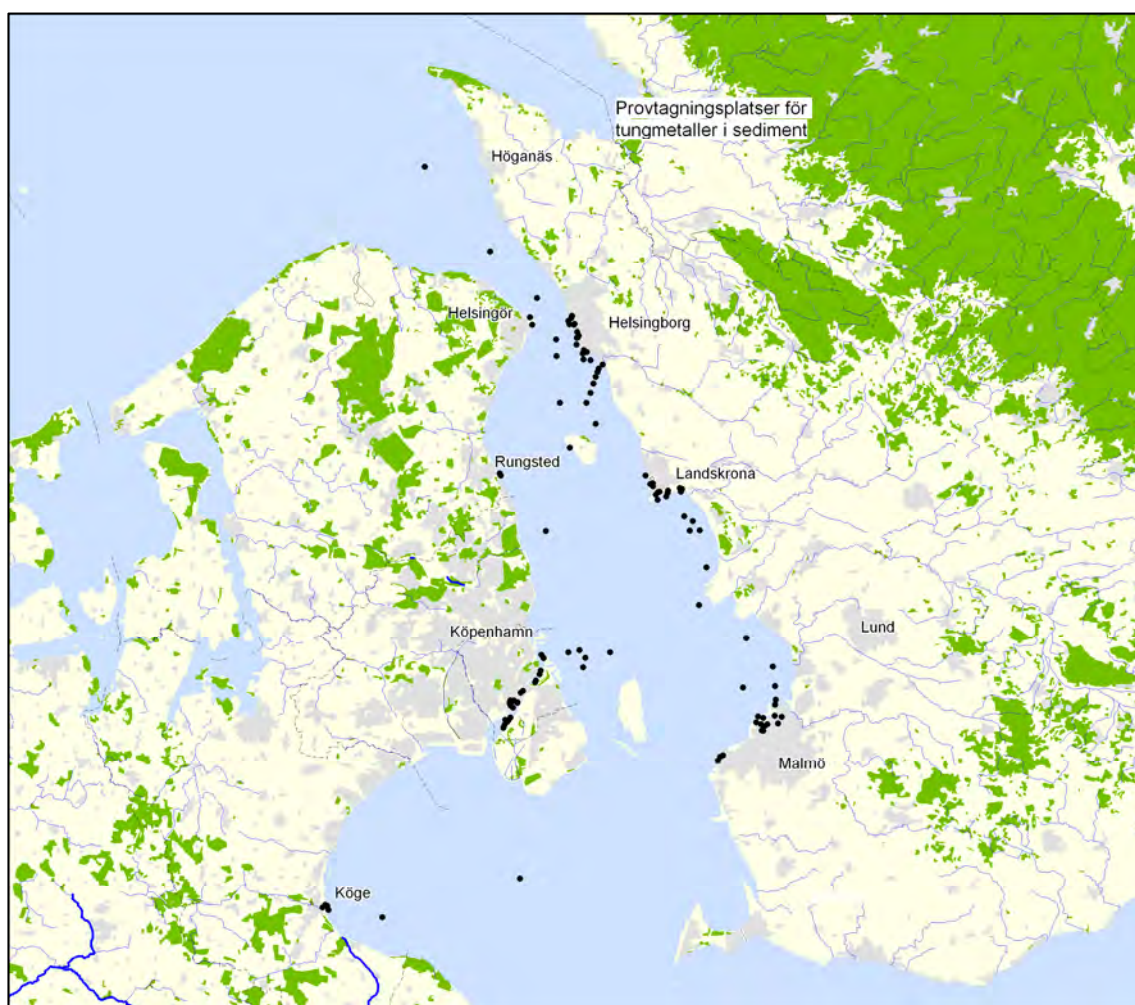
Metaller löser sig i relativt liten utsträckning i vatten utan binds istället till partikelytor. Därför kan stora mängder metaller lagras i sedimenten. Metallerna kan frigöras från sedimenten vilket styrs av faktorer som säsong, temperatur, salthalt och vattnets strömning. Även bottenfaunan som gräver i och rör om i sedimenten bidrar till detta. Öresunds speciella förhållanden med varierande salthalt och strömmar gör detta svårt att beräkna.

## Avvikelseklassning med bedömningsgrunder i sediment

För att enklare kunna jämföra olika metallers föroreningsgrad har Naturvårdsverket utvecklat ett system där den aktuella halten jämförs med den naturliga och opåverkade nivån se; "Bedömningsgrunder för Kust och Hav", Rapport 4914, 1999 och kapitlet om Lovgivning, gränseværdier og kvalitetskrav for miljøfarlige stoffer. Avvikelsen från den naturliga nivån klassas i fem klasser från "ingen eller obetydlig avvikelse" till "mycket stor avvikelse" där risken för skador på organismer är påtaglig. Den naturliga halten kallas här jämförvärde. Jämförvärdena bestäms för sediment genom mätningar på 55 cm djup, där sedimenten antas vara opåverkade av mänskliga aktiviteter.

Tabell 15. Avvikelseklasser för metallhalter i sediment (mg/kg torrvtikt). Naturvårdsverket Rapport 4914.

Tungmetall	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
	Ingen eller obetydlig avvikelse (jämförvärde)	Liten avvikelse	Tydlig avvikelse	Stor avvikelse	Mycket stor avvikelse
As	<10	10-17	17-28	28-45	>45
Cd	<0,2	0,2-0,5	0,5-1,2	1,2-3	>3
Co	<12	12-20	20-35	35-60	>60
Cr	<40	40-50	50-60	60-70	>70
Cu	<15	15-30	30-50	50-80	>80
Hg	<0,04	0,04-0,13	0,13-0,4	0,4-1	>1
Ni	<30	30-45	45-65	65-100	>100
Pb	<25	25-40	40-65	65-110	>110
Zn	<85	85-130	130-200	200-350	>350



Figur 11. Provtagningspunkter för tungmetaller i sediment i Öresund. Figuren visar de provpunkter som används i kapitlet om tungmetaller.

## Provtagning av metaller

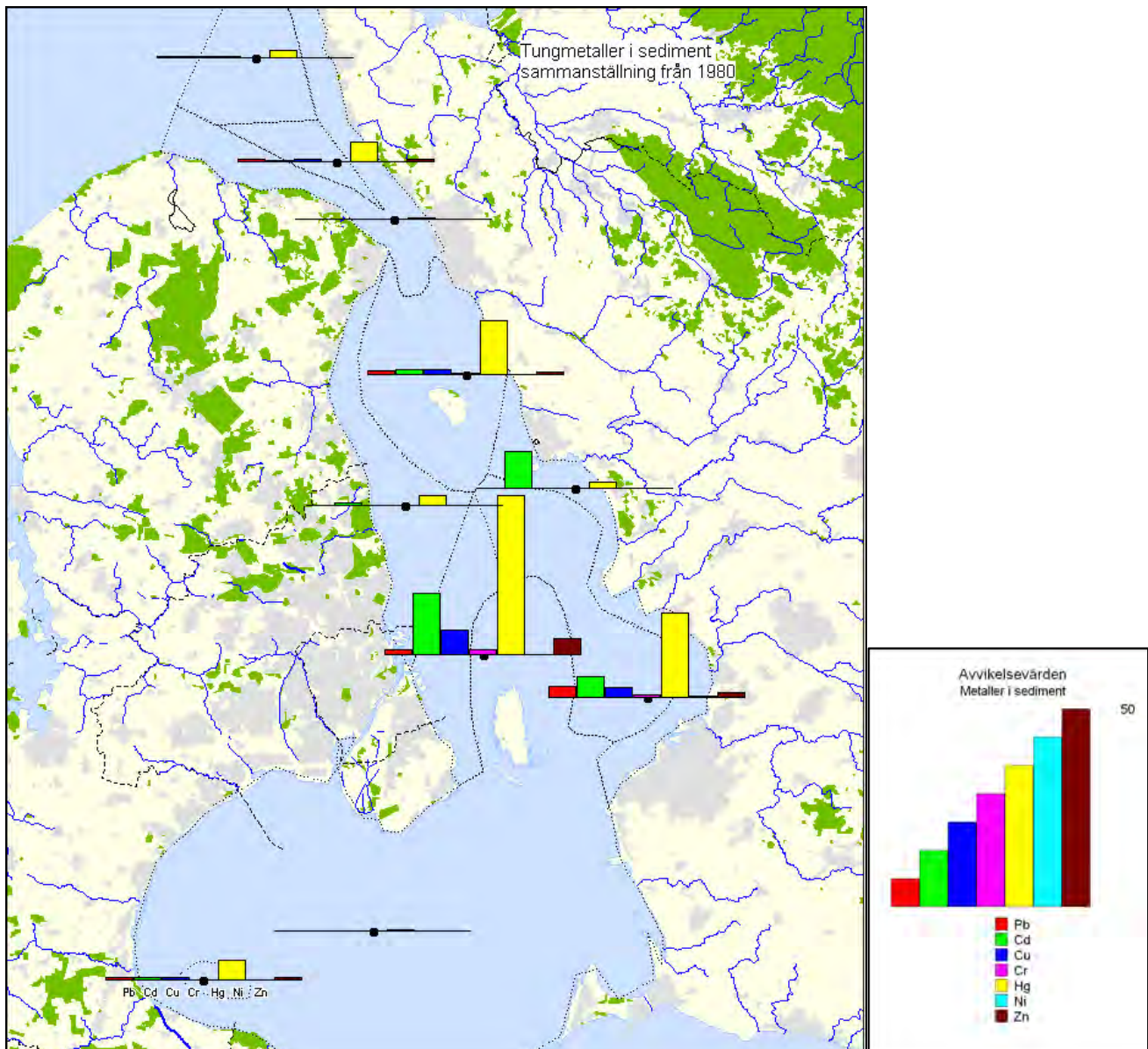
Analys av metaller kan genomföras i sediment, vatten och i olika organismer. För att det skall vara enkelt att jämföra och tolka resultaten eftersträvar man att mäta i särskilt utvalda organismer. En vanlig indikatororganism är blåmussla. I vatten kan metallhalterna variera kraftigt under dygnet, mellan årstider, distansen från utsläppspunkter och med rådande hydrologiska faktorer som t ex strömmar. Tillgängligheten av metaller i sediment och vatten beror också på om metallerna är lösta eller förekommer i bunden form. Provtagningar har främst utförts i hamnområden där det finns eller funnits punktkällor. De i rapporten redovisade mätningarna härrör i huvudsak från undersökningar från 1990 talet och framåt. I de provpunkter där upprepade mätningar har skett har det mest aktuella mätvärdet använts. I områden med mycket tätt belägna mätvärden har ett representativt värde valts.

## Tungmetaller i sediment

Provtagningar av tungmetaller i sediment har utförts sedan början på 1970-talet och har i huvudsak koncentrerats till områden som belastats av föroreningar från industrier. Mätningar i opåverkade områden och i centrala Öresund har utförts i begränsad omfattning. Halterna från dessa ”opåverkade” områden ligger i samma storleksordning som de naturliga bakgrundshalterna (jämförvärden).



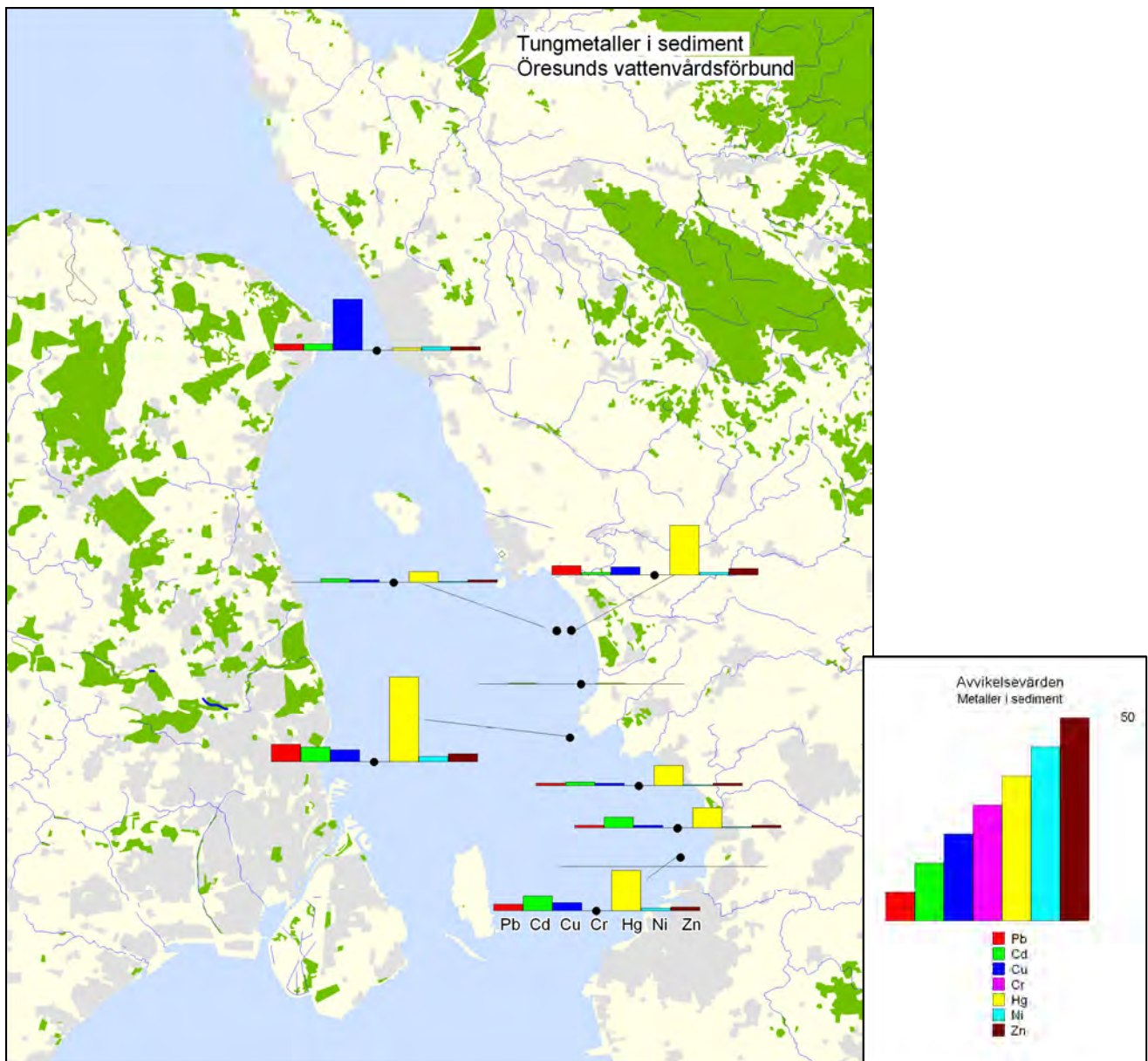
Figur 12. Landskrona hamn med Gipsön i förgrunden.



Figur 13. Sammanställning av analyser av tungmetaller i sediment som har utförts under 1970 - 1980 talen. Data från Öresundskommissionen 1984, SNV rapport 3009. Diagrammen visar den relativa avvikelsen från ett (naturligt) jämförvärde som motsvarar den naturliga halten (tabell 15) i en icke påverkad miljö. De streckade ytorna anger de olika havsbassänger som diagrammen avses representera i Öresundskommissionens rapport.

### Sedimentprovtagningar

**Öresundskommissionen** har sammanställt mätningar av tungmetaller i sediment som utförts i olika områden i Öresund sedan början av 1970-talet. Mätningarna har utförts i områden som inte direkt varit påverkade av föroreningar. Generellt är halterna låga och i samma storleksordning som bakgrundsvärdena för bly, koppar, krom, nickel och zink. Kvicksilver och i viss mån kadmium har uppmätts kraftigt förhöjda värden särskilt i anslutning till storstadsregionerna. Kvicksilverhalterna är upp till 40 ggr högre än bakgrundsvärdena och kadmium upp till 15 gånger (figur 13).



Figur 14. Sammanställning av analyser av tungmetaller i sediment som har utförts av Öresunds vattenvårdsförbund under 1990-talet. Diagrammen visar den relativa avvikelsen från ett naturligt jämförvärde som motsvarar den naturliga halten (tabell 15) i en icke påverkad miljö.

**Öresunds vattenvårdsförbund** har under 1990 talet utfört mätningar på svensk sida ute i Öresund på platser som ej är direkt påverkade av föroreningar. Halterna är generellt lägre än mätningarna från 1970 – 1980 talen. Även vid mätningarna under 1990- 2000 talen är det kvicksilver och kadmium som uppvisar höga halter. Kviksilver uppvisar en förhöjning med 20 gånger utanför Barsebäck och även höga halter av koppar har uppmätts utanför Helsingborg (figur 14).

På de följande sidorna redovisas avvikelsevärdet för tungmetallhalten för de olika metallerna i skilda diagram. Graden av förorening (avvikelsen från jämförvärdet som representerar en naturlig bakgrundshalt) blir därmed jämförbar för de olika metallerna. Diagrammen baseras på ca 1100 analyser från åren ca 1990 – 2003.



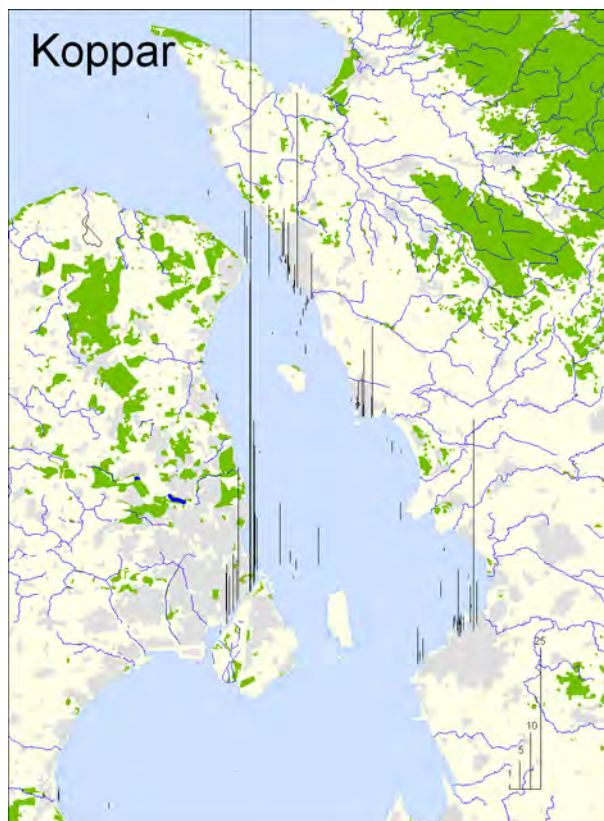
Figur 15. Arsenik. Halterna av arsenik är generellt låga och halterna ligger kring jämförvärdet. Höga halter på 10 till 20 gånger över jämförvärdet finns på enstaka platser i Köpenhamn, Helsingborg och Landskrona. Medelvärden på avvikelsevärden ligger på 1,9 för de analyserade provpunkterna.



Figur 17. Kobolt. Generellt ligger halterna av kobolt under jämförvärdet. I Helsingborg finns dock en provpunkt där jämförvärdet överskrids med 14 gånger. Medelvärden på avvikelsevärden ligger på 0,6 för de analyserade provpunkterna.



Figur 16. Bly. Halterna av bly är betydligt högre än för arsenik. I Köpenhamn finns platser där halterna ligger kring 30 gånger över jämförvärdet och i Lundåkrahamnen i Landskrona finns ett mätvärde med 100 gånger över jämförvärdet. Medelvärden på avvikelsevärden ligger på 3,5 för de analyserade provpunkterna.



Figur 18. Koppar. Generellt ligger halterna av koppar över jämförvärdet. I Köpenhamn finns en provpunkt där halten ligger 200 gånger över jämförvärdet. Höga halter finns även i de övriga större städerna. Medelvärden på avvikelsevärden ligger på 5,3 för de analyserade provpunkterna.





Figur 19. Nickel. Nickelhalterna överskrider jämförvärdet endast på ett fåtal av de analyserade punkterna. Medelvärdet på avvikelsevärde ligger på 0,6 för de analyserade provpunkterna.



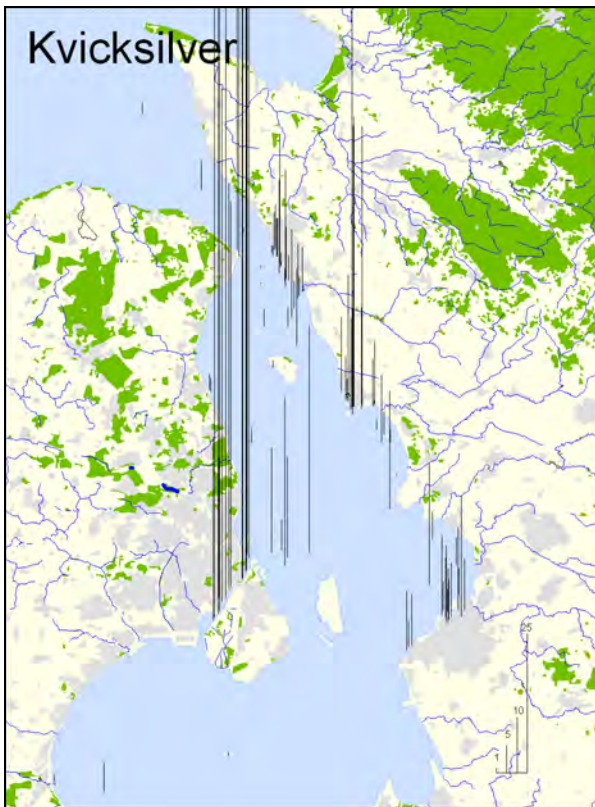
Figur 21. Krom. Med några undantag för provpunkter i Köpenhamn avviker inte kromhalterna från jämförvärdet. Medelvärde på avvikelsevärde ligger på 0,8 för de analyserade provpunkterna.



Figur 20. Zink. Zinkhalterna i Köpenhamn har ofta mycket tydlig avvikelse mot jämförvärdet. Halterna i övrigt uppvisar måttligare avvikelser med undantag av en punkt i Helsingborg och en i Landskrona. Där överskrider jämförvärdet med 86 respektive 20 gånger. Medelvärde på avvikelsevärde ligger på 2,5 för de analyserade provpunkterna.



Figur 22. Kadmium. Kadmiumhalterna uppvisar generellt betydligt högre halter än jämförvärdena i hamnområdena. Högst halter finns i Landskrona och Köpenhamn. Medelvärde ligger på 5,7 för de analyserade provpunkterna.



Figur 23. Kvicksilver. Kvicksilverhalterna är mycket höga i de flesta hamnområden. Gränsen för bedömningsklassen "mycket stor avvikelse" går vid 18 ggr överskridande av jämförvärdet. Ca 25 % av proverna uppvisar halter över 18 ggr jämförvärdet. 13 av proverna i Köpenhamn har halter över 100 gånger. Medelvärde på avvikelsevärde ligger på 46 för de analyserade provpunkterna.



Figur 24. Vid olyckor som t ex en brand i en avfallsanläggning kan stora mängder föroreningar okontrollerat komma ut i miljön.

### Generella kommentarer om metallhalterna i sediment

En jämförelse mellan halterna från Öresundskommissionens sammanställning av mätningar på 1970 – 1980 talen med Öresunds vattenvårdsförbunds senare mätningar på lokaler ute i Öresund som inte varit direkt belastade av metaller antyder att halterna minskat något. Dock är det viktigt att vid jämförelser över tiden och mellan olika undersökningar hålla i minnet att olika analysmetoder har använts och sedimentens kemiska och fysikaliska egenskaper gör att resultaten kanske inte är direkt jämförbara. Resultaten av mätningarna från 1990 talet och framåt som visas i figurerna 15 – 23 tyder på att halterna av kobolt, nickel och krom generellt är i nivå med, eller t o m under de bakgrundshalter som används som jämförvärden. För arsenik är medelavvikelsen knappt det dubbla medan zink är 2,5 gånger över jämförvärdet. Blyhalterna uppvisar en medelavvikelse på knappt 4 gånger, koppar 5,3 och kadmium 5,7. Kvicksilverhalterna står i en särställning med en medelavvikelse på 46 gånger. Detta beror till stor del på höga halter i Köpenhamn.

Om metallhalterna är skadliga för organismerna beror på kemiskt och fysikaliska egenskaper hos sedimentet och vattenfasen samt vilken organism det rör sig om. Det har utvecklats olika typer av system för att bedöma om en halt kan vara skadlig för en organism. I tabell 16 anges medelavvikelsen från jämförvärdet från de drygt 1100 analyser som redovisats i figur 15 - 23, jämförvärdet (mg/kg), medelhalten av metallerna samt två typer av "riskvärden" för metaller i sediment. Vid eller över dessa värden kan det förväntas biologiska effekter på känsligaste art. National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA, i USA har utvecklat ett system där ER-L (effect-range-low) representerar 10 percentilen av koncentrationer som påvisat effekter. TEL har utvecklats i Canada och utgår från undersökningar där medelvärden av NOEC (No Observed Effect

Concentration) och LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) använts för att räkna ut ett TEL värde (Threshold Effect Level). Jämförelser mellan medelhalterna i Öresund och dessa värden på risknivåer antyder att halterna av kvicksilver, zink, koppar och bly kan påverka organismerna. För övriga metaller är det mer osäkert. Tabell 16 visar också antalet prov där halterna i sedimentet hamnar i den högsta avvikelseklassen ”mycket stor avvikelse” (klass 5). Där kan påverkan på organismer förväntas.

Tabell 16. Sammanställning av sedimentprovernas medelavvikelse från jämförvärdet (som representerar ett opåverkat tillstånd). Provernas medelhalt i mg/kg torrsubstans redovisas för att kunna jämföras med de risknivåer för påverkan på känsligaste art enligt NOAA och TEL. Antalet prov med halter som har en mycket stor avvikelse från jämförvärdet (klass 5) enligt SNV:s bedömningsgrunder redovisas (se tab 15).

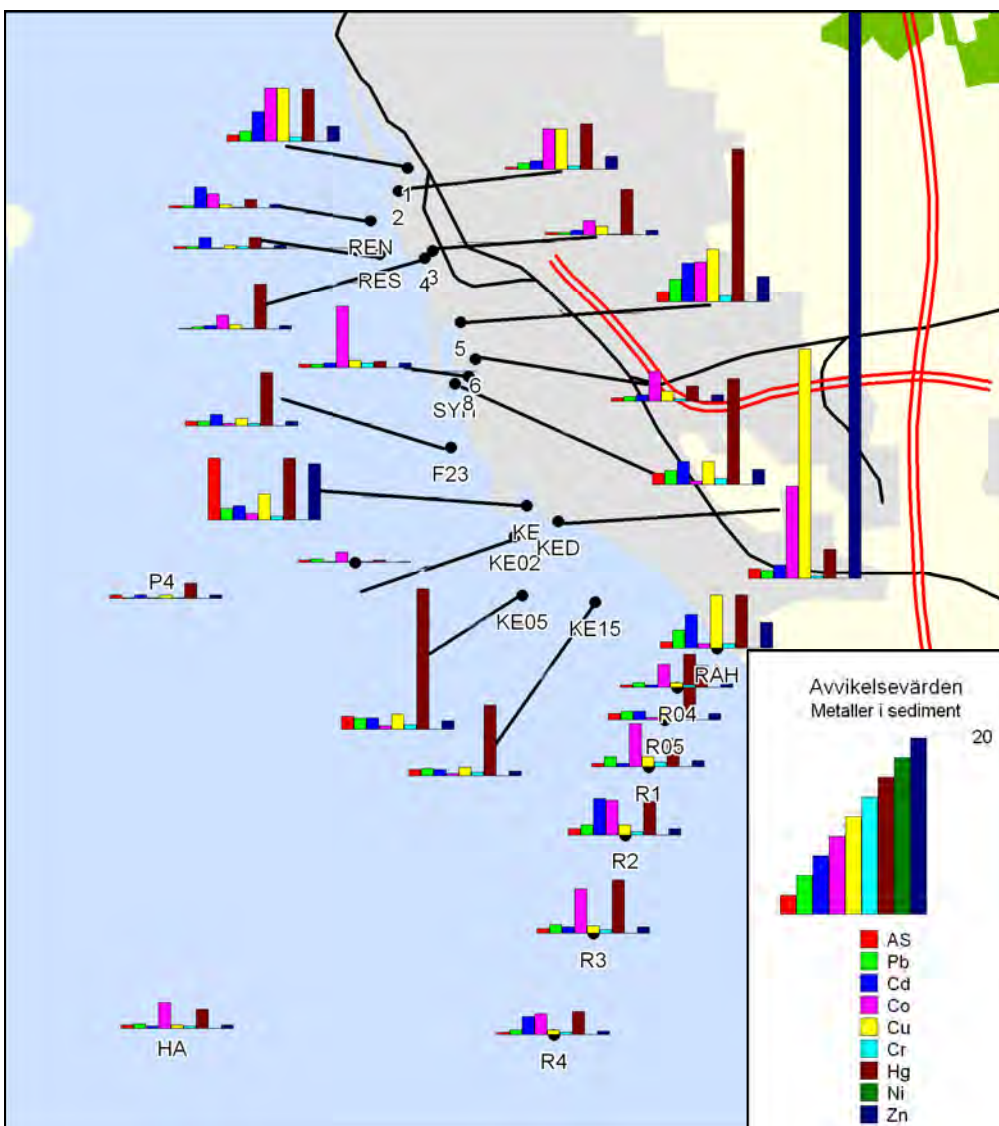
Metall	Jämförvärde mg/kg torrsvikt	Medelavvikelse i Öresund	Medelhalt mg/kg torrsvikt	Antal prov med mycket stor avvikelse	”Risknivå” NOAA mg/kg torrsvikt	”Risknivå” TEL mg/kg torrsvikt
Arsenik	10	1,9	19	11	35	5,9
Bly	25	3,9	98	18	35	35
Kobolt	12	0,6	7	0		
Koppar	15	5,3	80	28	70	36
Nickel	30	0,6	18	0	30	18
Zink	85	2,5	213	22	120	123
Krom	40	0,8	32	8	80	37
Kadmium	0,2	5,7	1	7	5	0,6
Kvicksilver	0,04	46	2	29	0,15	0,17



Figur 25. Saxåns myrning. Vattendragen bidrar till belastningen av tungmetaller på Öresund.

## Tungmetaller i sediment i Helsingborg

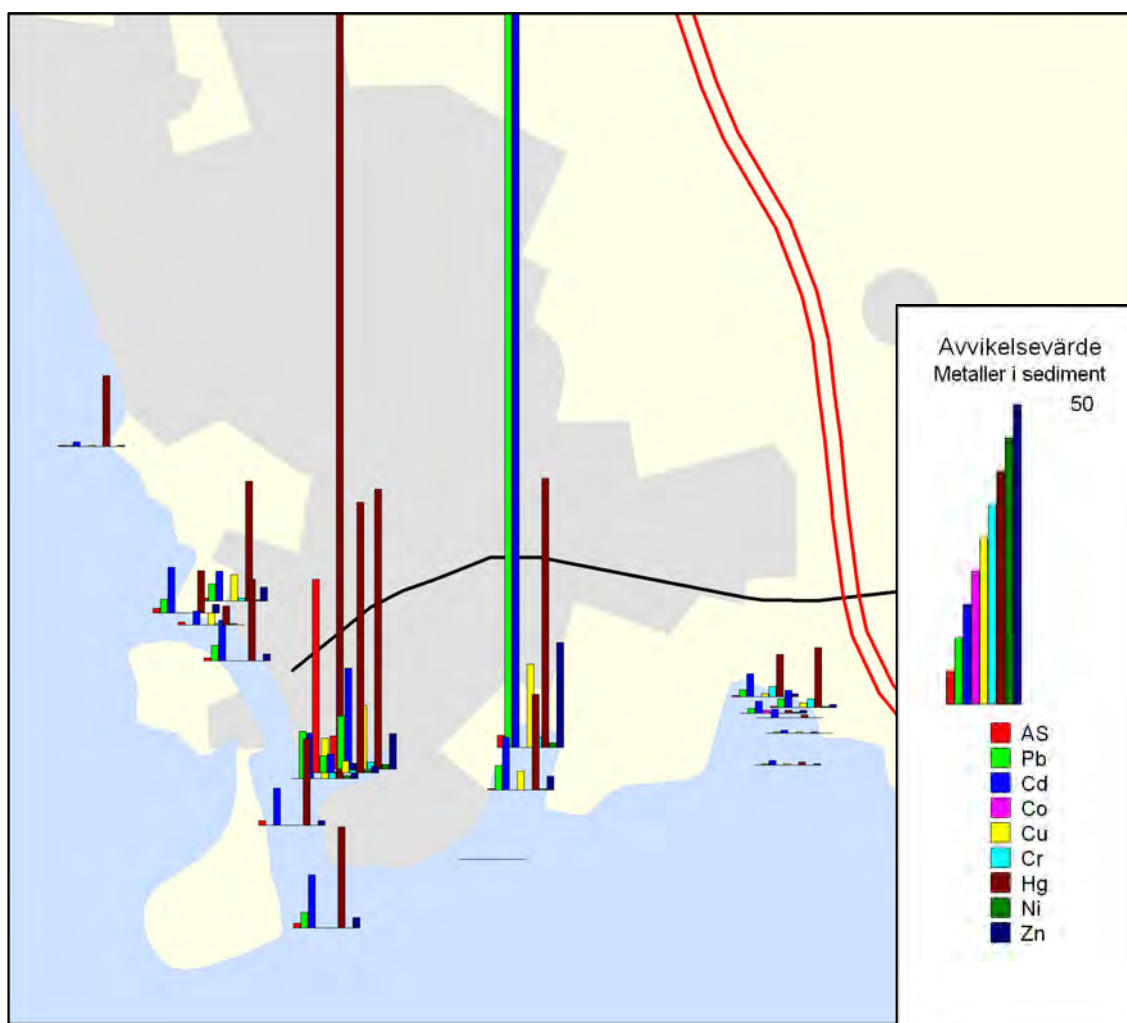
Helsingborgs kommun, figur 26, har ett mycket omfattande provtagningsprogram för bl a tungmetaller i sediment och biota. Metaller provtas årligen sedan 1996 på nio platser och enstaka provtagningar har utförts på ytterligare ett tjugotal platser. Generellt visar de platser som provtas årligen likvärdiga halter mellan åren. Dock kan några tendenser för minskade halter skönjas för kadmium och bly. För hälften av de undersökta metallerna noteras ingen eller obetydligt förhöjda värden. För kvicksilver, koppar och zink är däremot halterna genomgående höga. Halterna av arsenik och kobolt är kraftigt förhöjda på vissa platser. Kopparverkshamnen, har mycket höga halter av föroreningar där arsenik, kadmium, koppar, kvicksilver och zink förekommer i klasserna 3-5, tydlig till mycket stor avvikelse. Blyhalterna förekommer i klasser 2-3 medan kobolt och krom har ingen eller obetydlig avvikelse. Utanför Rååns mynning finns tydlig avvikelse, klass 3, hos kvicksilver, koppar, kadmium och arsenik. Utanför reningsverket är det liten eller obetydlig avvikelse, klass 1-2 för alla ämnen och klass 2-3 för kadmium.



Figur 26. Avvikelsevärde för olika metaller i Helsingborg.

## Tungmetaller i sediment i Landskrona

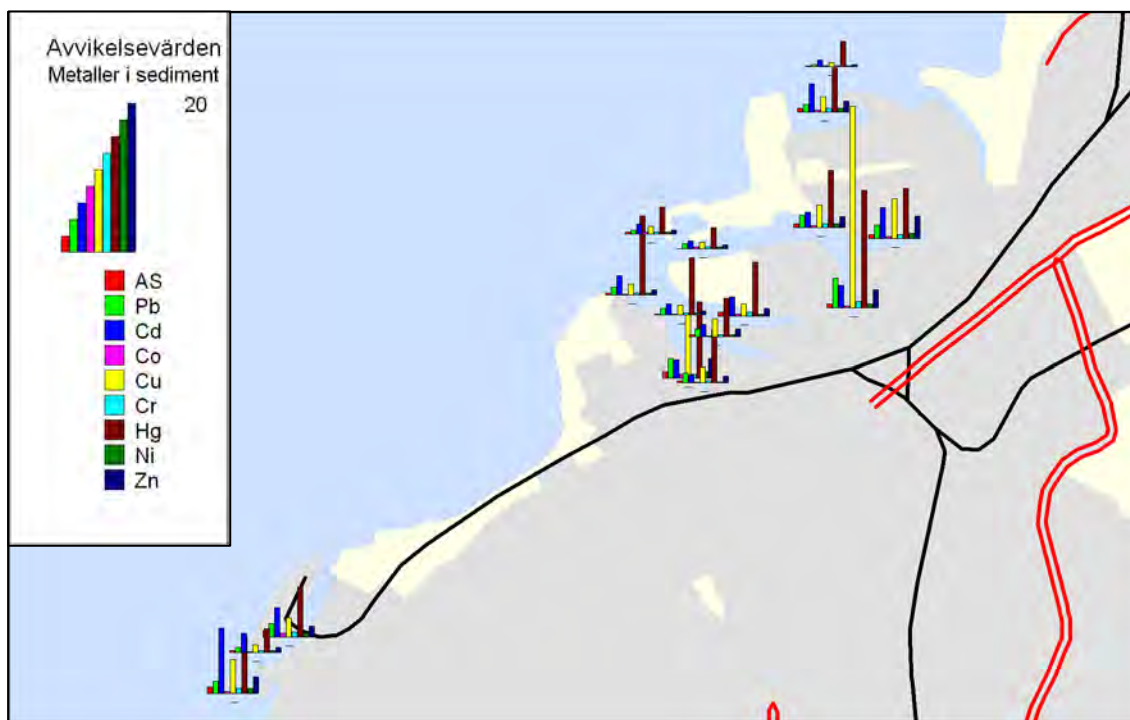
Sedimenten i Landskronas hamnområden, Södra hamnbassängen och Lundåkrahamnen, är belastade med framförallt kvicksilver, men även kadmium, krom, bly och zink har tydlig eller stor avvikelse (klass 3-4). Koppar och arsenik visar en liten till tydlig avvikelse (klass 2-3). I områdena utanför hamnen, bl a Örja dike, finns halter av kvicksilver och kadmium samt bly som har liten avvikelse, övriga ämnen har liten eller obetydlig avvikelse (1-2). Tungmetallhalterna i sedimenten i Landskronas hamnområden har undersökts vid flera tillfällen främst i början av 1990 talet, se figur 27.



Figur 27. Avvikelsevärde för olika metaller i Landskrona.

## Tungmetaller i sediment i Malmö

I Malmös hamnområdet har det genomförts provtagning av sedimenten 1993 och 2001. Sediment från 16 provtagningsplatser har analyserats båda gångerna. Generellt var halterna lägre 2001 än 1993 även om undantag fanns. Halterna av arsenik, kobolt, krom och nickel var i allmänhet låga medan kadmium och zink visade på tydlig eller stor avvikelse på samtliga stationer. Koppar- och blyhalterna hade stor till mycket stor avvikelse på hälften av stationerna. De högsta halterna återfanns i regel i hamnområden med liten hamnaktivitet och därmed mindre risk för uppvirvling och spridning av föroreningar, se figur 28.



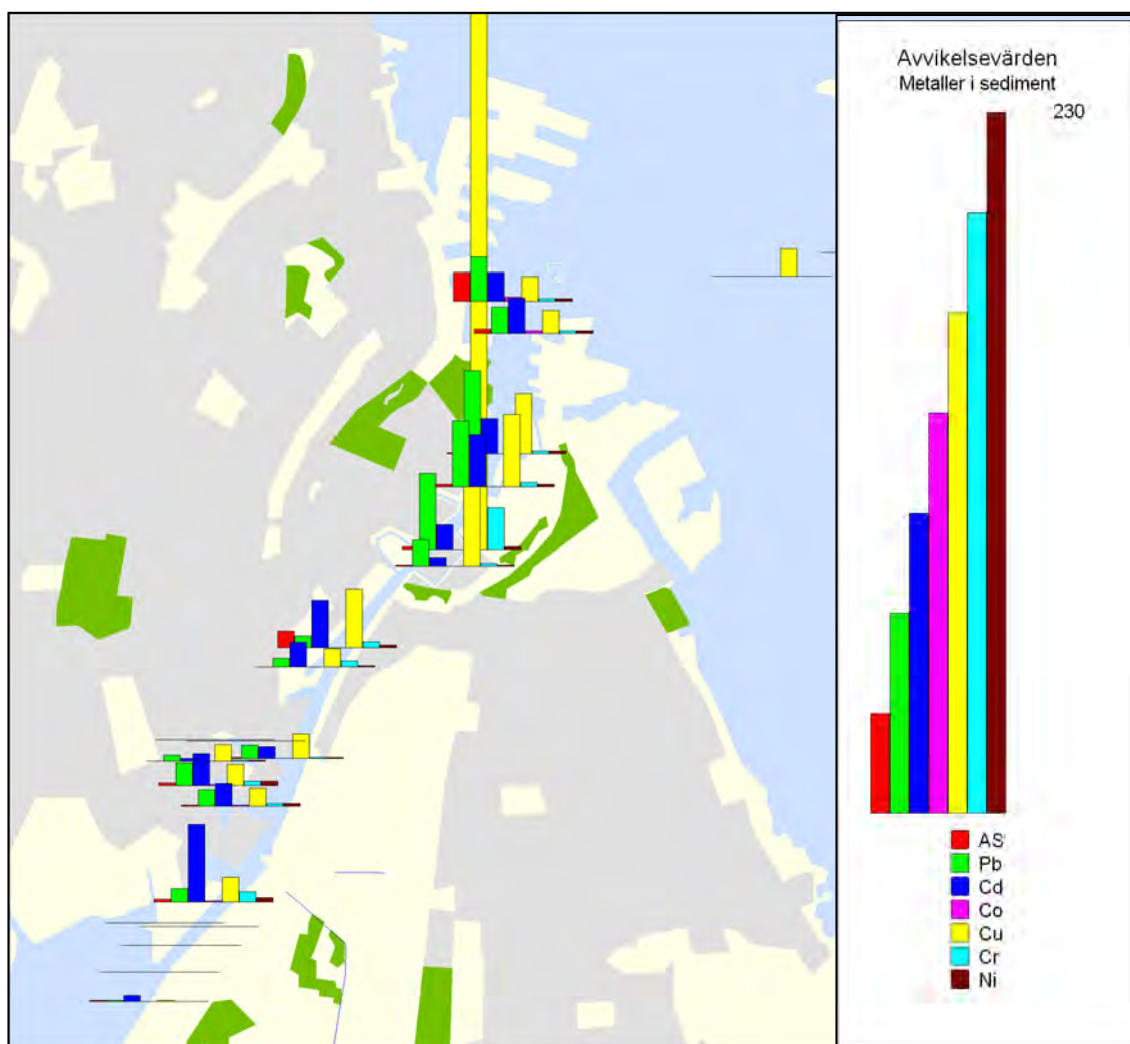
Figur 28. Avvikelsevärden för olika metaller i Malmö hamn.

## Kögebukten: Köge havn, Hundige havn och Helsingör

I Köge havn är det den norra delen som är mest förorenad. Bly, kadmium, koppar och kvicksilver ligger i klass 2-4. I de södra delarna är kadmium i klass 3, tydlig avvikelse och kvicksilver i klass 2, liten avvikelse. Arsenik, kobolt, krom, nickel och zink visar klass 1, ingen eller obetydlig avvikelse. I Hundige havn, norr om Köge havn, är kadmium, koppar, kvicksilver och zink funna i klass 3, och övriga ämnen i klass 1. I Helsingör är halterna av kvicksilver mycket höga, klass 5, övriga metaller är låga.

## Tungmetaller i sediment i Köpenhamn

Vid Middelgrunden, som är en plats där man har dumpat muddermassor, har bara koppar, kvicksilver, bly och zink mätts. Kviksilver visar mycket stora avvikelser (klass 5) och de tre övriga metallerna visar på inga till tydliga avvikelser (klass 1-4), halterna varierar kraftigt mellan olika provpunkter. Vid Kalveboderne, söder om Köpenhamns centrum så märks förhöjda halter av nästan alla ämnen. Arsenik, krom, koppar och kvicksilver visar mycket stor avvikelse, klass 5, och kadmium, bly och zink visar på stor till mycket stor avvikelse (klass 4-5). Endast nickel har ingen avvikelse och kobolt är inte uppmätt. I de centrala delarna av hamnen, t ex Godsbanegården och Tegelholmen, så är det kadmium, krom, koppar, bly och zink som alla visar klass 3-5. Kviksilver förekommer endast i klass 5. Arsenik, kobolt och nickel är i klass 1-3.



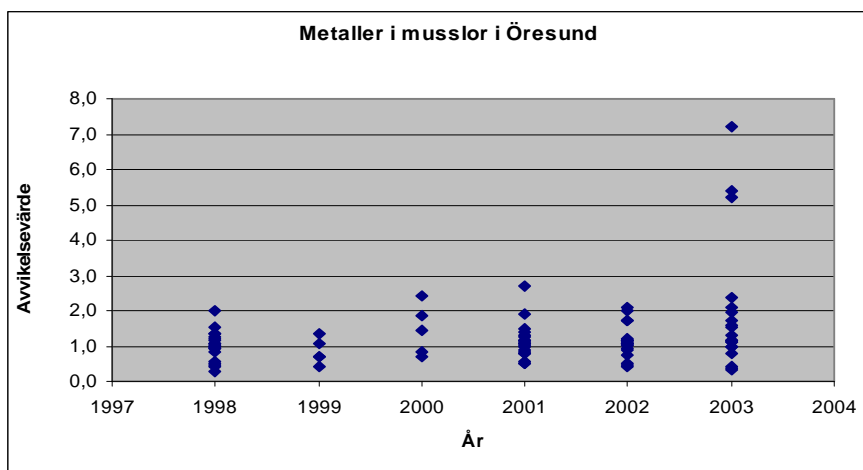
Figur 29. Avvikelsevärden för olika metaller i Köpenhamn.

## Tungmetaller i blåmusslor

För att få ett mått på hur tillgängliga metallerna är för växter och djur använder man sig av indikatororganismer. Ett sediment kan vara mycket förorenat men om metallerna är hårt bundna till partiklar så är de inte lika skadliga för alla organismer. Indikatororganismer påverkas också av miljöfaktorer som salthalt, temperatur, årstid och naturligtvis av ålder, konkurrensförhållanden, storlek och vikt mm. Blåmusslan är den bäst dokumenterade organismen vad gäller upptag av miljögifter. Den är också lämplig för Öresunds fluktuerande hydrografi eftersom det finns bakgrundsmaterial om upptaget av miljögifter vid olika yttre förhållanden. Musslor kan undersökas dels genom att samla in prov från naturligt förekommande populationer eller genom att placera ut musslor på rep. Även fisk är bra indikatororganismer, dock är det bra att välja en relativt stationär art, t ex skrubba. Jämförvärden finns ännu inte utvecklade för skrubba. Biomagnifiering är mindre vanlig för metaller i vattenmiljön än för t ex PCB och andra organiska miljögifter. För att få en uppfattning om hur allvarlig metallföroreningen är behöver riskbedömningen täcka så många taxa och ekologiska led som möjligt.

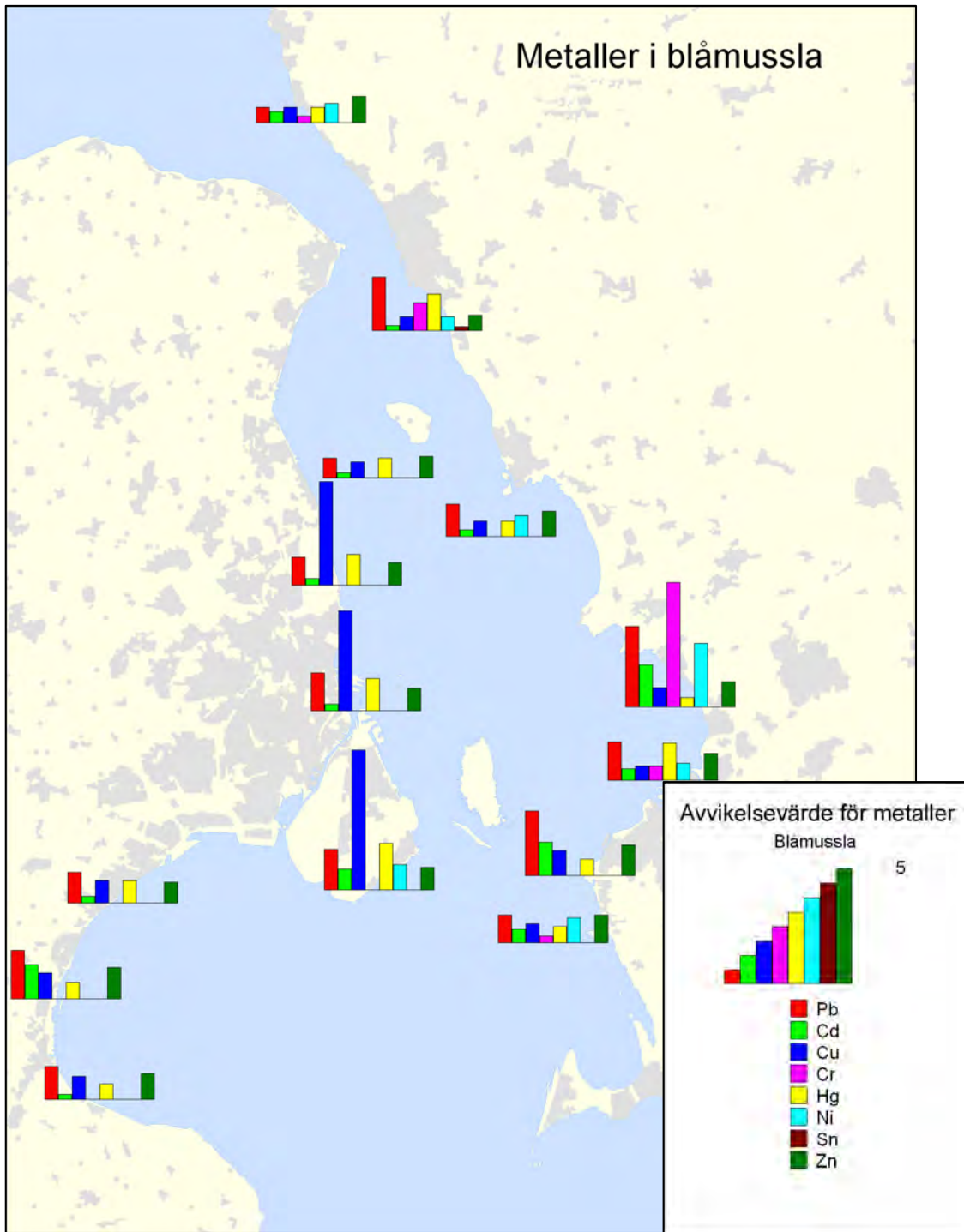
Blåmusslor har provtagits på några ställen i Köge bugt, Nivå bugt, utanför Landskrona och i Lommabukten. Helsingborg har sedan 1995 årligen mätt tungmetaller i blåmusslor. Tyvärr så är det svårt att anpassa bedömningsgrunderna för musslor till Öresund. Det finns från Naturvårdsverket avvikelseklasser för blåmusslor från Västerhavet och Östersjön respektive. Organismers känslighet för metaller varierar mycket med salthalten, eftersom anjoner, t ex kloridjoner, ökar lösligheten hos metallerna. I denna studie har bedömningsgrunderna för Västerhavet tillämpats. Detta har t ex medfört att blyhalterna generellt bedömts som höga då jämförvärdet för bly i Västerhavet är 0,9 mg/kg TS medan den i Östersjön är 2 mg/kg TS.

Några generella slutsatser om förändring av metallhalterna i blåmussla över tiden är svåra att skönja i materialet. Dock finns nedåtgående trend för några metaller och provtagningspunkter från Helsingborg. I DMU.s övervakningsprogram på danska sidan har mätningar på fasta stationer pågått sedan 1998, se figur 30.

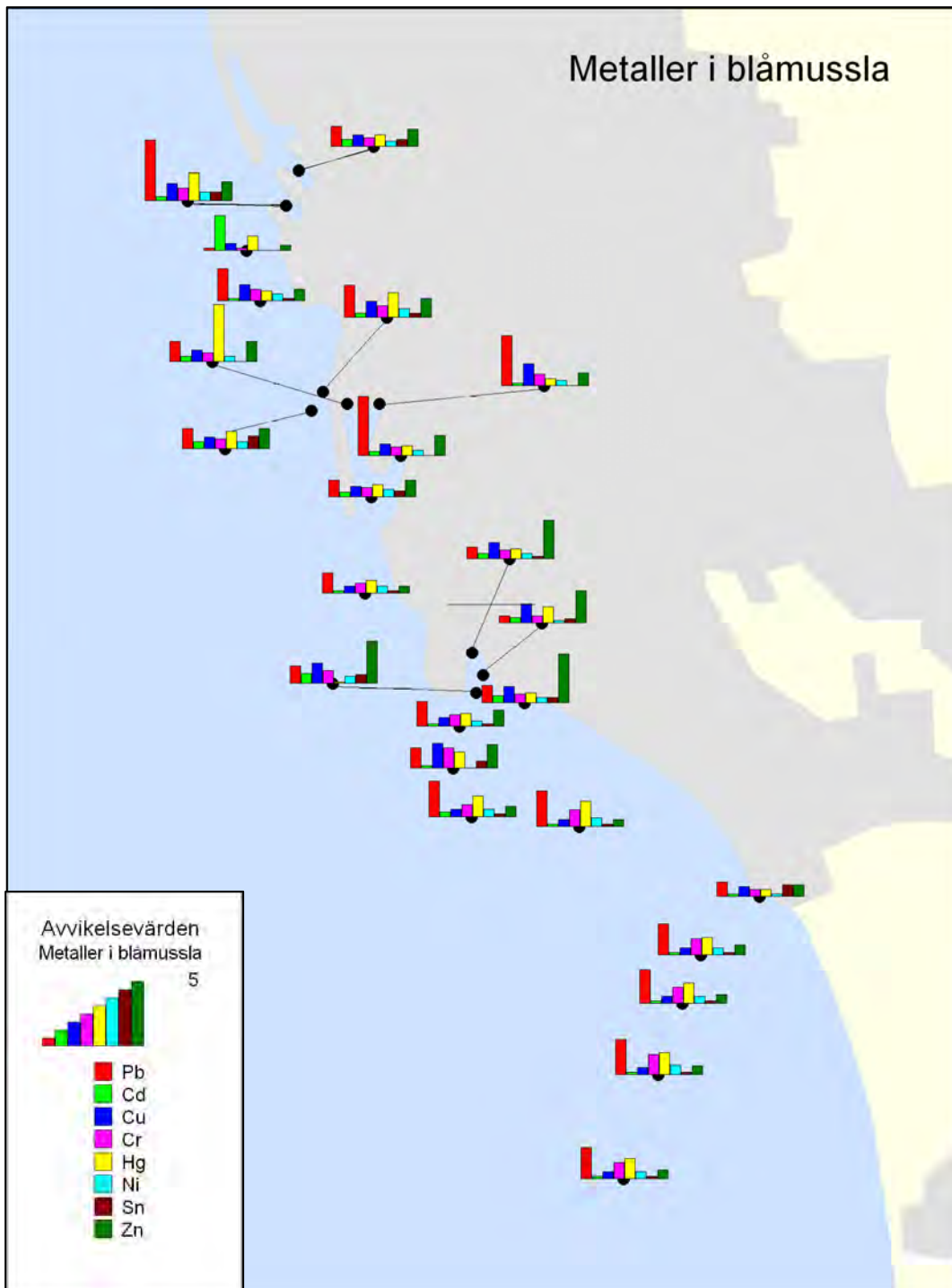


Figur 30. Avvikelsevärden för metallerna bly, kadmium, koppar, kvicksilver och zink i musslor på danska sidan från 1998 - 2003. Halterna ligger nära den naturliga halten, dvs avvikelsevärdet är kring 1. till 2003. De höga avvikelserna för år 2003 är koppar i kustnära lägen.





Figur 31. Avvikelsevärden för olika metaller i musslor i Öresund. Data från de mest aktuella provtagningarna har valts. Höga kopparhalter finns kring Köpenhamn. Generellt är metallhalterna högre i kustnära områden än ute i Öresund. Höga halter av krom finns i Lommabukten.



Figur 32. Avvikelsevärden för olika metaller i musslor i Helsingborg. Data från de mest aktuella provtagningarna har valts. Generellt är halterna av bly höga. Provpunkter med höga halter av kvicksilver och zink förekommer också.

## Referenser

- CarlBro/Krüger Joint venture: Forbedring af vandmiljøet. Sydhavnen Fase 1: Forundersøgelser. Teknisk Rapport. Miljøkontrollen, Københavns Kommune, 1999.
- COWIconsult: Miljøundersøgelser, Fase 1 og 2. Overfladevand og sediment. Forsvarets bygningstjeneste, marts, Holmen, Dokøen, Arsenaløen, Quintus, Margretheholm. 1994.
- COWI/VKI Joint Venture: Notat vedrørende spredning og frigivelse af tungmetaller i forbindelse med gravning i havbunden langs den planlagte linieføring. ØSK 01810. Øresundskonsortiet. 1993.
- Danmarks Miljøundersøgelser: Den nationale database for marine data (MADS) Miljøfremmede stoffer. [www.dmu.dk](http://www.dmu.dk). 2005.03.14.

DHI, Institut for vand og miljø: Analyse af havnesedimentprøver. Udført for Miljøkontrollen i perioden 12.12.2000 – 15.02.2001. Københavns Kommune, 2001.

Ekologgruppen: Natur och miljöförhållanden i Lundåkraområdet. Landskrona kommun, 1990.

Göransson, P., Karlsson, M. & Börjesson, L.: Kustkontrollprogram för Helsingborg. Årsrapport 2003. Miljönämnden i Helsingborg, 2003.

Henriksson, J.: Tungmetaller i Lommabukten: Belastning och källor. Miljö- och hälsoskyddsnämnden, Lomma kommun, 1990.

Jensen A., Gustavson K.: Havnesedimenters indhold af miljøfremmede organiske forbindelser – kortlægning af nuværende og fremtidige behov for klappning og deponering. DHI, Miljøstyrelsen. 2000.

Københavns Kommune: Tungmetaller i Københavns havn. marts. Analyseresultater af vandprøver fra Sydhavnen, Inderhavnen, Nordhavnen. 2002.

Københavns Kommune: Methylkviksølv i Københavns havn. Marts. Analyseresultater af vandprøver fra Sydhavnen. 2002.

Miljøkontrollen: Middelgrunden en statusbeskrivelse. Københavns Kommune, 1997.

Københavns Belysningsvæsen og Middelgrundens Vindmøllelaug I/S, 1999: Forurening af sediment på Middelgrunden. Miljøet i København. Miljøkontrollen. Københavns kommun, 1999.

Länsstyrelsen Malmöhus län: Tungmetaller och andra miljögifter i marin bioto i Öresund. Länet i utveckling 1995:23. 1995.

Naturvårdsverket: 1990. Toxiska ämnen till västerhavet. SNV rapport 4082.

Naturvårdsverket: Rapport 3009.

Olsson, P. & Weich: Bottenfauna- och sedimentundersökning i Malmö hamnar och angränsande havsområden. R Toxicon och Bioserve Rapport 50/93. Malmö stad, 1993.

SGAB och Tekniska högskolan (hemsidan): Sedimentundersökning av 15 bottenkärnor från Landskrona hamn- förundersökning inför planerad muddring i hamnen.. Landskrona kommun, 1992.

Sveder, J.: Organiska miljögifter i marin biota i Skåne län 1992-2000. Länsstyrelsen i Skåne län. 2001.

Toxicon: Grunda bottnar i Öresund inom Landskrona kommun – undersökning av bottenfauna, metaller och toxicitet. Rapport 81/92. Landskrona kommun, 1992.

Toxicon: Toxikologisk och kemisk karakterisering av sediment från Landskronas hamnområden. Rapport 50/91. Landskrona kommun, 1992.

Toxicon. Landskrona kustkontrollprogram. Årsrapport 1994. Landskrona kommun, 1994.

Toxicon: Fiskundersökningar i Landskrona kommun 1993-1996. Rapport 175/96. Landskrona kommun, 1997.

Toxicon: Fiskundersökningar i Landskrona kommun 1993-1996. Rapport 175/96. Landskrona kommun, 1997.

Toxicon: Undersökningar av metaller och PCB i tre fiskarter inom Malmö kommuns havsområde. Rapport 145/98. Malmö stad, 1999.

Öresundskommissionen: Öresund. Tillstånd belastning och nivåer av toxiska ämnen. 1984.

Öresunds vattenvårdsförbund. Undersökningar i Öresund. ÖVF rapporter 1995-2002.

## Organiske miljøgifte – forekomst i miljøet

Den stigende produktion af nye kemiske forbindelser, har især accelereret produktionen af organiske miljøgifte. Da de organiske forbindelser ofte er skadelige i, og forekommer i meget lave koncentrationer, har analysemetoderne længe haltet bagefter og målingerne er derfor få. På trods af, at resultaterne er blevet flere på grund af forbedrede analysemetoder, eksisterer der ikke lange tidsserier.

Forureningen med organiske forbindelser i Øresund er naturligvis størst nær kilderne ved byer og havne, mens den er lavere, ude i de større bugter og det åbne Øresund. Forureningsniveauet forsøges beskrevet i de belastede områder, som især er havneområderne og i de mere åbne områder hvor forureningen forventes, at være lav.

Et sæt af stationer på hver side af Øresund refereres adskillige gange. På den skånske side er det stationerne ved Klagshamn, Malmø, Landskrona og Höganäs som indgår i Öresunds Vattenvårdsforbunds overvågning. På den sjællandske side er det Dragør, Lynetten Svanemøllebugten, Tårnbæk og Syd for Hven, som indgår i det nationale overvågningsprogram. Udover disse stationer indgår der regionale stationer. Placering og prøvetagningsfrekvens kan variere på de regionale stationer. Det er kun stationerne fra de to ovennævnte programmer og enkelte regionale stationer der er vist i figur 33. Mange regionale stationer ligger så tæt, at de ikke kan adskilles fra hinanden på det store oversigtskort. De fleste af disse stationer er vist på lokale kort inde i kapitlet.



Figur 33. Oversigtskort over lokaliteter hvorfra der er anvendt data.

I nogle figurer er grænseværdien angivet som en øvre og nedre værdi. Det viser at stoffets virkning ikke kan stadfæstes med stor sikkerhed. Værdier over den øvre grænse vil i 95 % af tilfældene have en effekt på organismene, mens værdier under den nedre grænse i 95 % af tilfældene ikke vil have en effekt på organismene. Der er således en flydende overgang fra den nedre grænseværdi, som må betragtes som den virkelige grænseværdi, hvorunder organismene vil være upåvirkede til den øvre grænseværdi, hvorover organismene vil blive påvirkede.

## TBT

TBT der tidligere har været anvendt som biocid i bundmaling findes ofte i højere koncentrationer i havne og områder med høj skibstrafik (figur 34). Koncentrationen af TBT falder med stigende afstand til havnen, og koncentrationen er lavere i de åbne områder, som for eksempel de større bugter. På grund af TBT's enorme giftighed er der foretaget en del målinger af stoffet i flere forskellige niveauer i økosystemet.

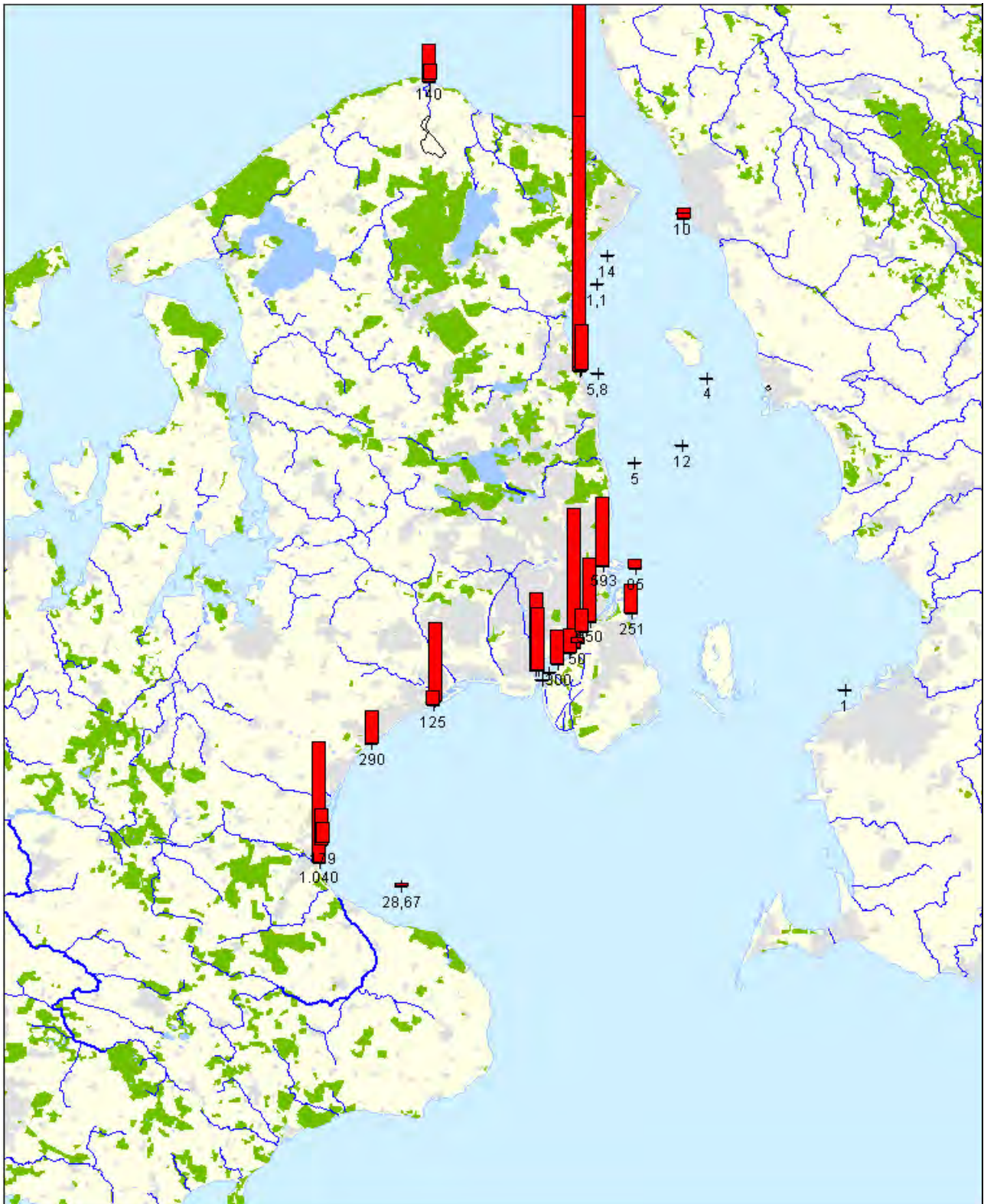


Figur 34. Belastningen med TBT er størst i havnene, hvor der er den største koncentration af skibe.

## Sediment

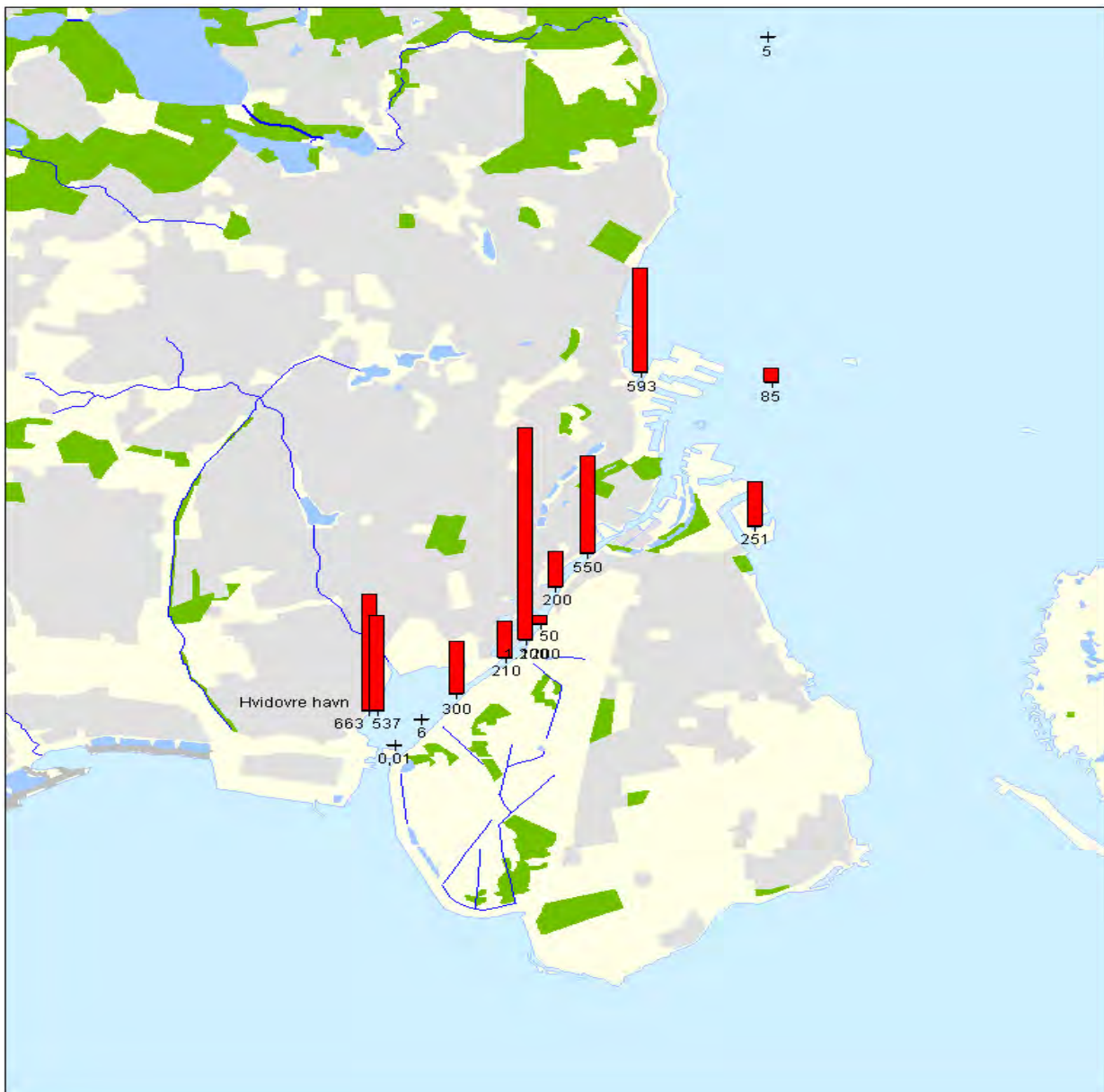
Indholdet af TBT i det åbne Øresund og de større bugter varierer fra 1-15  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof (figur 35). Sedimenterne i Nivå Bugts yderste dybe del (større end 10 m), som ligger forholdsvis tæt på sejlrenden, har et indhold på 5-15  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof. Indholdet af TBT i de lavere områder, som ligger længere fra sejlrenden ligger omkring detektionsgrænsen på 1  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof. I Køge Bugt ligger indholdet på 7  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof og i den ydre del af Kalveboderne, som ligger syd for Københavns havn, er TBT indholdet under detektionsgrænsen.

Sedimentets indhold af TBT er undersøgt i flere havne på Sjælland. Det er kendetegnende for de fleste havne, at koncentrationen er højere i inderhavnen end i yderhavnen. Det skyldes at bedninger og tankanlæg næsten altid ligger i inderhavnen. TBT-indholdet i havnesedimenterne varierer fra 240-2.900  $\mu\text{g}$  TBT pr kg tørstof med et middel på 500-1200  $\mu\text{g}$  TBT pr kg tørstof. I Rungsted havn er der på spulepladsen målt en værdi på 4.400  $\mu\text{g}$  TBT pr. kg tørstof. Fordelingen af TBT i sedimenter med høje indhold i havne til lave værdier i svagt belastede åbne farvande ses tydeligt ved København, hvor indholdet falder ud af både den nordlige og sydlige ende af havnen (figur 36). I et transekt falder det fra den nordlige ende fra 85  $\mu\text{g}$  TBT pr kg tørstof tæt ved havneindløbet til 5  $\mu\text{g}$  TBT pr kg tørstof ved Tårnbæk. I den sydlige ende falder TBT indholdet fra 500-2.000  $\mu\text{g}$  TBT pr kg tørstof i Københavns Sydhavn til under detektionsgrænsen på 5  $\mu\text{g}$  kg tørstof i Kalvebodernes yderste del. I 1996 blev TBT-indholdet i sedimentet undersøgt på en lokalitet på 10 meters dybde udenfor Helsingborg havn. Indholdet af TBT lå mellem 10 og 90  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof, mens indholdet af DBT lå mellem 9 og 20  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof.



Figur 35. TBT-indholdet i Øresunds sediment (enhed:  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørstof). De højeste sedimentindhold fra Rungsted havn fremgår ikke af figuren, men ligger på ca.  $2.600 \mu\text{g}$  pr.  $\text{kg}$  tørstof.

OSPAR kommissionen har udarbejdet en vejledende grænseværdi for TBT indholdet i sediment. Den ligger i intervallet mellem  $0,02 - 0,2 \mu\text{g}$  TBT pr.  $\text{kg}$  tørstof. Grænseværdien overholdes ikke på nogen af lokaliteterne. Den er helt galt i havnene hvor indholdet er en faktor  $2.500 - 60.000$  større end grænseværdien. Uden for havneområderne er indholdet en faktor  $25-75$  over grænseværdien.



Figur 36. TBT-indholdet i sedimentet falder fra Københavns havn mod syd ud gennem Kalveboderne til Køge Bugt, og mod nord fra Trekroner til Tårnbæk. Bemærk den forhøjede koncentration i Hvidovre inderhavn sammenlignet med yderhavnen. Enhed µg pr. kg tørstof.

## Vand

Vandfasens indhold af TBT er undersøgt i Køge Bugt, i Øresund ud for København og i Københavns havn. I Køge Bugt ligger TBT-indholdet under detektionsgrænsen på 1 nanogram TBT pr. liter, mens det i Øresund ligger på 10 nanogram TBT pr. liter. I Københavns havn varierer TBT-indholdet fra 50 nanogram TBT pr. liter i Sydhavnen der næsten er lukket for skibstrafik, til 110 nanogram TBT pr. liter i Nordhavnen hvor der er intens skibstrafik

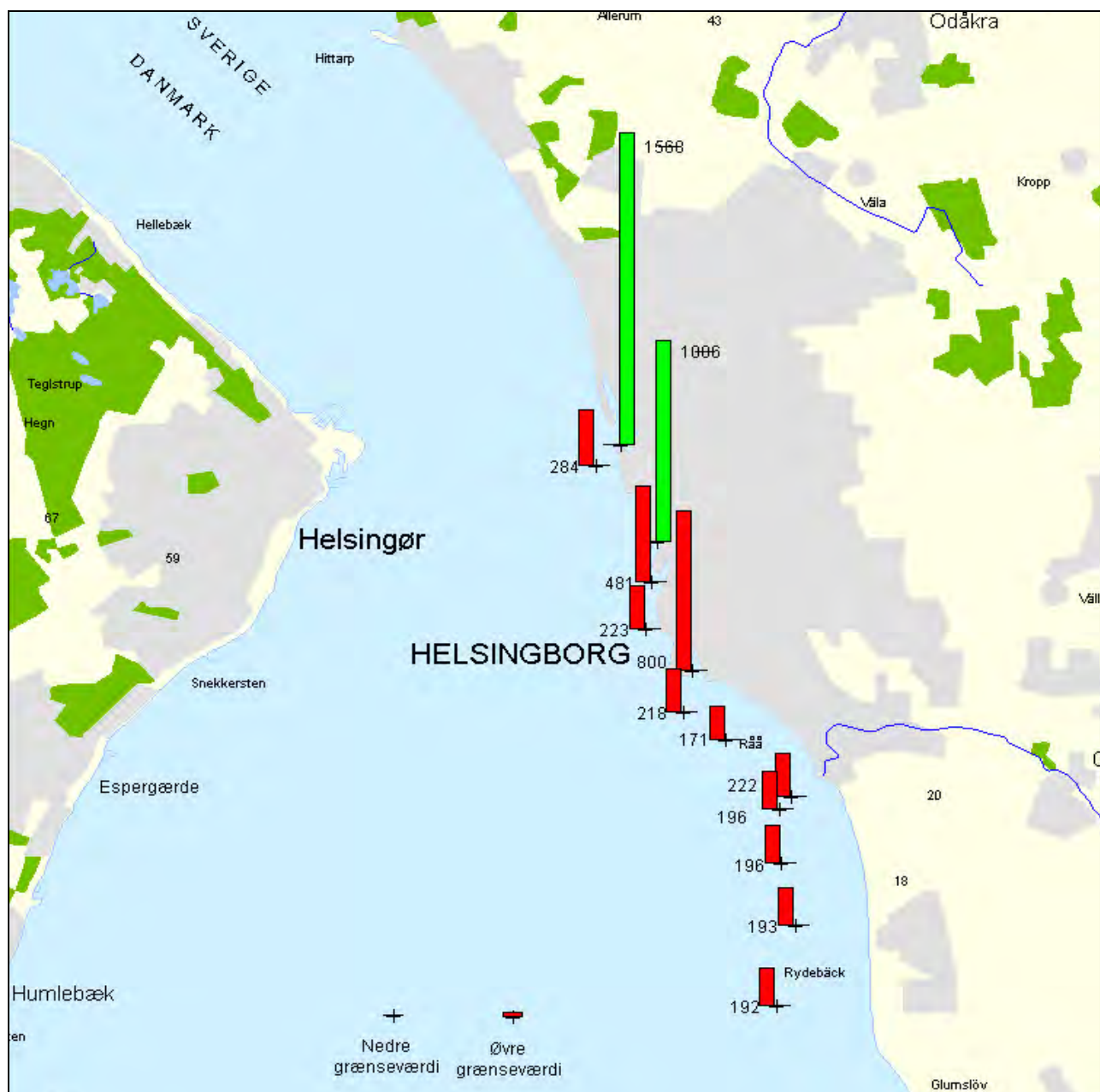
OSPAR kommissionen har også udarbejdet grænseværdier for TBT i vand. Der er en nedre grænseværdi på 10 nanogram pr. liter og en øvre grænseværdi på 100 nanogram TBT pr. liter. Grænseværdien er derfor overholdt i Øresund. I Københavns havn er det kun den nedre grænseværdi der overskrides i den trafikbegrænsede Sydhavn, mens den øvre grænseværdi også overskrides i den stærk trafikerede Nordhavn.

## Muslinger

TBT indholdet i muslinger er også størst nærmest kilderne. Således er TBT-indholdet i muslinger fra Helsingborg havn mellem 220 og 2.100  $\mu\text{g}$  TBT pr. kg tørstof. I et transekt uden for Helsingborg havn ligger indholdet på 200  $\mu\text{g}$  TBT pr. kg tørstof, mens det tæt ved Höganäs havn ligger mellem 200 og 600  $\mu\text{g}$  TBT pr. kg tørstof (figur 37 og 38).

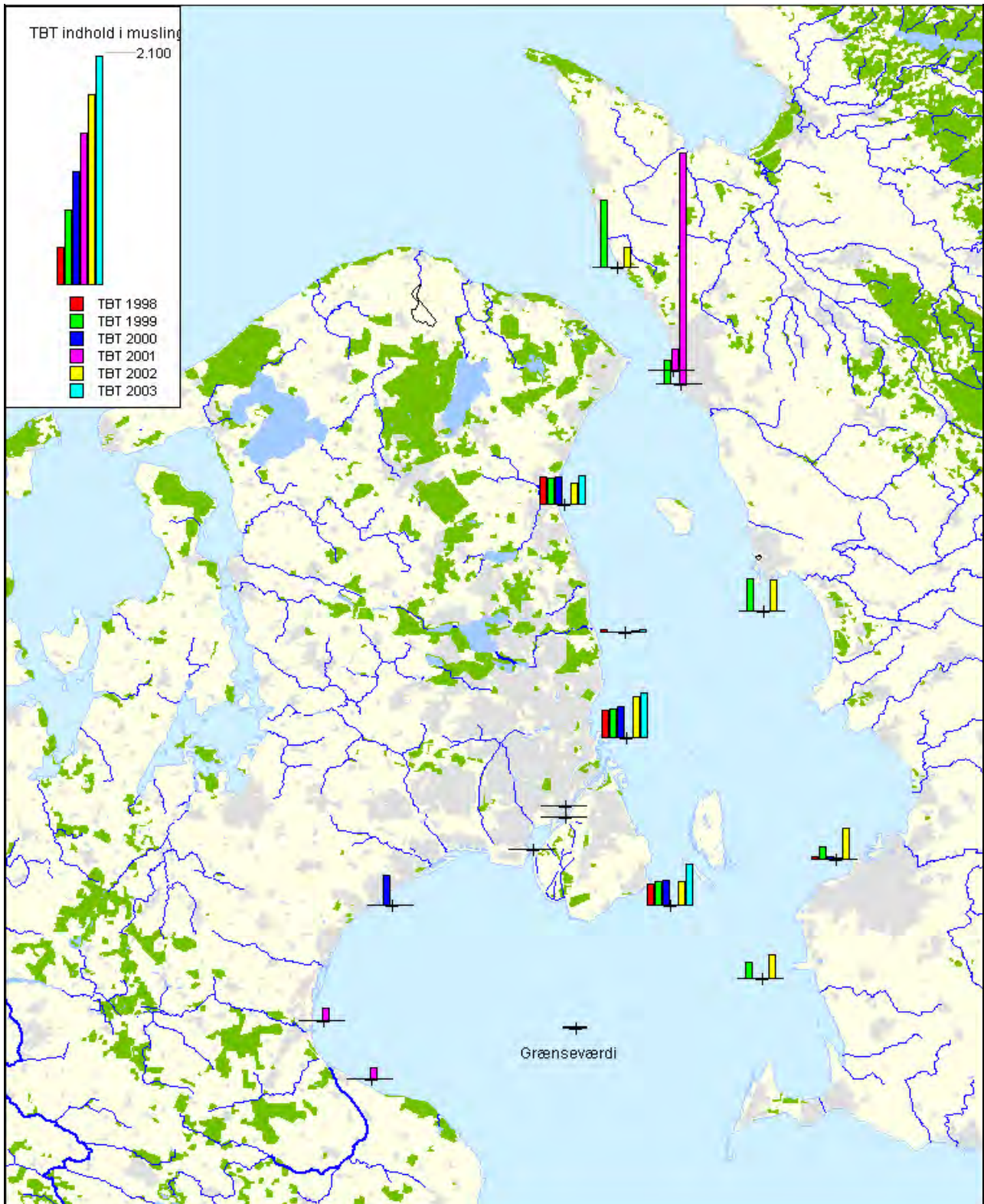
OSPAR kommissionen har fastlagt en nedre og øvre grænseværdi for muslinger på 2,5 henholdsvis 25  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof. I og nær havnene er grænseværdien overskredet med en faktor op til 80-800, mens overskridelsen i Køge Bugt ca. er 40-80 gange.

Indholdet i muslinger indsamlet længere væk fra de store sejlrender viser reducerede indhold i forhold til muslinger indsamlet i sejlruternes nærhed. I Køge Bugt ligger indholdet på ca. 100  $\mu\text{g}$  TBT pr. kg tørstof, mens indholdet nær de store sejlruer ligger over 200  $\mu\text{g}$  TBT pr. kg tørstof (Vedbæk, Dragør, Lynetten, Höganäs, Landskrona, Malmø og Klagshamn) (figur 38).



Figur 37. Målinger af TBT-indholdet i muslinger fra Helsingborg havn og området udenfor. Søjler, der svarer til grænseværdierne på 2,5 og 25  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof, er indsat på kortet. Alle værdier er angivet i  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof.





Figur 38. TBT i muslinger fra Øresund. Enhed:  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof.

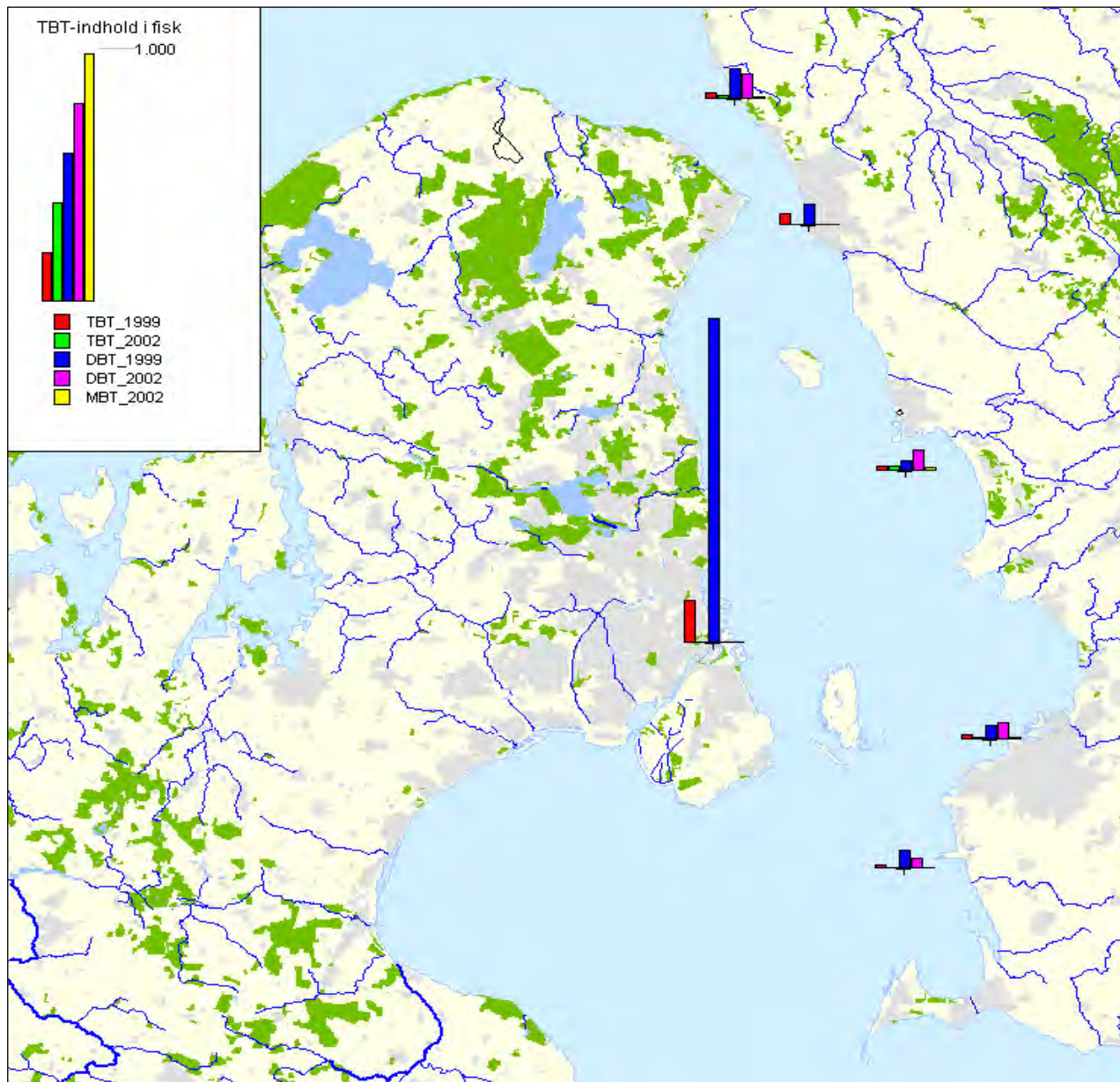
Indholdet i muslinger ved Køgeegnens renselanlæg er overraskende lavt,  $120 \mu\text{g}$  TBT pr. kg tørstof. TBT indholdet i muslinger ved renselanlæg Lynetten er  $250\text{-}700 \mu\text{g}$  TBT pr. kg tørstof. Udledningsspunktet fra Lynetten ligger dog lige i sejlrenden og er derfor også påvirket af belastningen fra skibene.

## Fisk

Der er ikke fastlagt grænseværdier for TBT-indholdet i fisk.

Indholdet af TBT i lever fra skrubber i Københavns havn ligger på ca. 170  $\mu\text{g}$  TBT pr. kg vådvægt. Det er ca. 3-5 gange højere end i skrubber fanget i de store bugter langs Øresunds kyster (figur 39).

I de store skånske bugter ligger indholdet på ca. 20-40  $\mu\text{g}$  TBT pr. kg vådvægt (Klagshamn, Malmø, Landskrona og Höganäs).



Figur 39. Organotin i lever fra skrubber fanget i Helsingborg og Københavns havn samt fra Öresunds Vattenvårdsförbunds lokaliteter. Enhed:  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørstof.

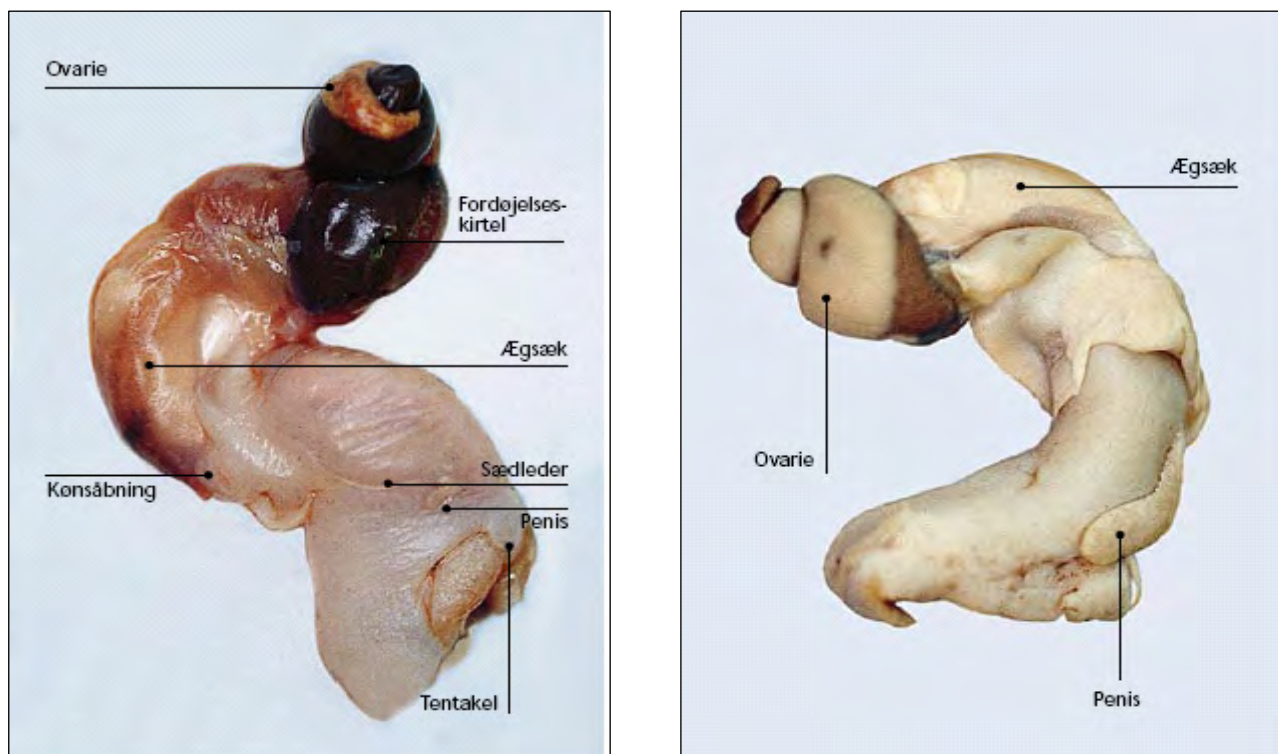
I skrubber fra Københavns havn, var indholdet i leveren af DBT væsentlig højere end TBT. Det højere DBT indhold kan skyldes, at TBT er omdannet til DBT, og skrubberne kun har optaget TBT i mindre mængder.

I Københavns havn blev TBT-indholdet i skrubber også undersøgt i musklen. I dette medium er koncentrationerne lavere end i leveren. Der var kun en mindre forskel på TBT og DBT indholdet i musklen.

I Københavns havn blev torsk også undersøgt. Der var ingen forskel på TBT og DBT indholdene hos torsk i Københavns havn. Der blev målt ca. 250 µg TBT pr. kg vådvægt i leveren og 50 µg TBT pr. kg vådvægt i musklen.

## Snegle

Det har længe været kendt at TBT kan bevirke, at hunner af nogle arter af havsnegle udvikler hanlige kønsorganer. Fænomenet kaldes imposex og skyldes, at TBT påvirker hormonbalancen, så der ophobes hanlige kønshormoner i sneglene. Imposex er defineret ved, at hunsneglene udover deres normale hunlige kønsorganer, udvikler synlige hanlige karakter-

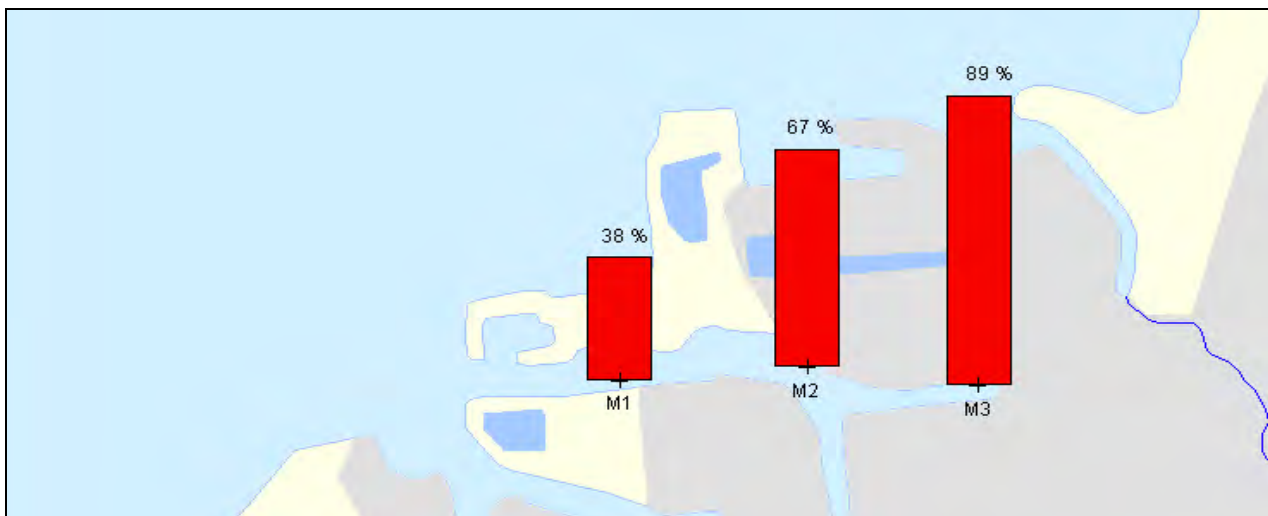


Figur 40. Billedet til venstre: Imposex hos hunkonksnegl, der er taget ud af sneglehuset. Udover de normale hunlige karaktertræk har denne snegl som noget unaturligt også udviklet penis og sædleder. Billedet til højre: Intersex hos almindelig konk (*Buccinum undatum*), der er taget ud af sneglehuset. Udover de normale hunlige karaktertræk har denne snegl som noget unaturligt også udviklet en penis.

træk, først og fremmest penis og sædleder (figur 40). Fænomenet kaldes også pseudotvekkønethed, idet de udviklede hanlige kønsorganer ikke kan bruges til formering. Imposex udvikles i forskellig grad afhængig af TBT belastningen, og kan medføre sterilitet og i værste fald føre til sneglens død. Derudover findes der også intersex, hvor TBT også udvikler hanlige kønsorganer hos hunlige snegle. Intersex fænomenet kommer dog til udtryk på en anden måde, idet der sker en decideret omdannelse af de hunlige kønsorganer til hanlige kønsorganer. Dette vil i de mest udviklede stadier bevirke, at sneglene bliver sterile.

En undersøgelse af intersex hos Strandsneglen (*Littorina littorea*) i Malmøs industrihavn viste, at en stor del af sneglene var påvirkede af TBT, men det var kun sneglene i inderhavnen der var sterile. Andelen af hunsnegle som udviste intersex faldt ud gennem havneløbet (figur 41). Snegle fra reference stationer (Arild, Mölle) som kun var svagt påvirket af TBT, viste således kun meget små

påvirkninger af kønsorganerne. Indholdet af TBT hos sneglene i Malmø havn var 90-220  $\mu\text{g}$  TBT pr. kg vådvægt, mens det ved referencestationerne lå mellem 30 og 120  $\mu\text{g}$  TBT pr. kg vådvægt.



Figur 41. Andelen af hunner som udviser intersex falder ud gennem havneløbet i Malmø industrihavn.

I Køge Bugt er intersex hos Strandsneglen undersøgt ud for tre renseanlæg. Ved Solrød renseanlæg viste ingen af sneglene intersex, mens sneglene ved Køgeegnens renseanlæg kun var svagt påvirkede, idet 5 % af sneglene havde intersex. Snegle ved Strøby Ladeplads renseanlæg var kraftigt påvirkede idet 33 % af sneglene på denne lokalitet havde intersex.



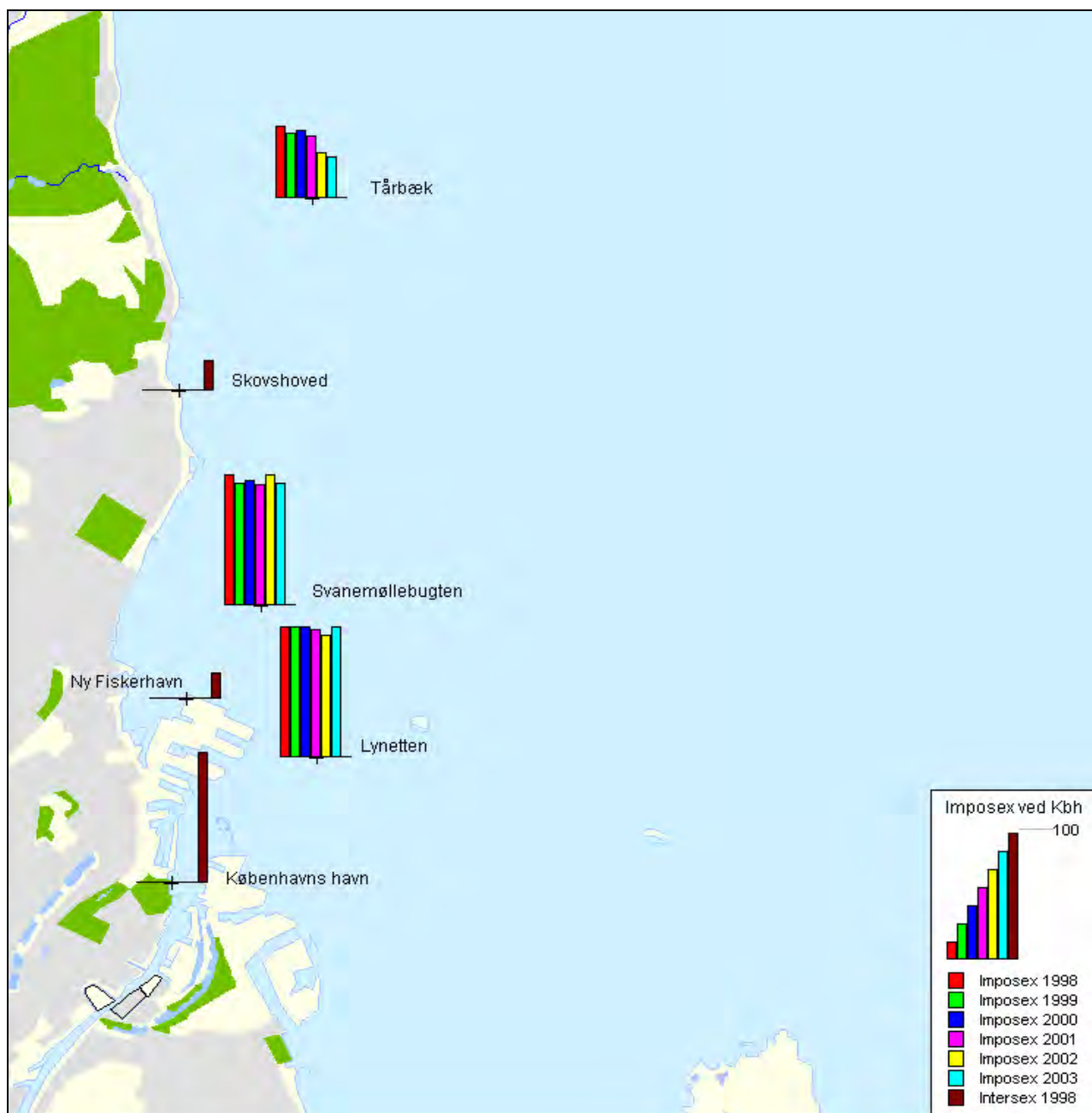
Figur 42. Almindelig konk. Sneglene som indgik i undersøgelsen ved København var dværgkonk. Dværgkonken ligner den almindelige konk, men er ca. 2-3 gange mindre.

Ved København viste en tilsvarende undersøgelse, at konksnegle tæt ved København alle var sterile. Antallet af snegle med imposex faldt med stigende afstand til Københavns havn (figur 43). På trods af, at alle sneglene er kraftigt påvirkede i hele området omkring København, viser udviklingen et fald i påvirkningen. Det tidligere omtalte nordgående transekt af sedimentmålinger var placeret, så stationerne modsvarede områderne, hvorfra der var indsamlet snegle.

På den nordligste station ved Tårnbæk ses et konstant fald i antallet af påvirkede hunner fra overvågningens start til 2003. Dette gør sig ikke gældende på de øvrige stationer. I Svanemøllebugten og ved Lynetten er næsten alle hunner påvirkede af imposex. Ved Lynetten er alle undersøgte individer påvirket af imposex og er den kraftigst påvirkede station i undersøgelsesområdet. En række andre data som ikke vises i dette afsnit indikerer dog, at populationerne i Svanemøllebugten og ved Lynetten heller ikke er så stærkt påvirkede, som de tidligere har været. Generelt må udviklingen i perioden 1998-2003 vurderes som positive.

DMU har også undersøgt forekomsten af intersex hos strandsnegle i et transekt fra Københavns havn til Skovshoved (figur 39). I Københavns udviste alle strandsnegle træk af intersex. Andelen af

snegle der udviste træk af intersex faldt dog hurtigt og ved Ny Fiskerhavn var andelen af påvirkede individer allerede faldet til 20 %. Ved Skovshoved var andelen af påvirkede snegle også 20 %. Den kraftige påvirkning af sneglene i og nær Københavns havn, tilskrives den intense skibstrafik i området.



Figur 43. Imposex og intersex i Københavns havn og området nord for havnen. Søjlerne viser, hvor stor en procentdel af hunnerne, der udviser imposex/intersex.

### TBT i fødevarer

Grænseværdier i fødevarer tager udgangspunkt i, hvor meget man kan indtage af et stof hver dag livet igennem uden risiko. Mindre overskridelser af grænseværdier i kortere perioder er derfor uden sundhedsmæssig betydning. En grænseværdi fastsættes ud fra hvor meget vi kan tåle, hvor meget af stoffet der er i de forskellige fødevarer og hvor meget vi typisk spiser af de forskellige fødevarer. Grænseværdierne fastsættes af internationale videnskabelige komitéer (WHO/FAO). Der findes i dag ingen fastsat værdi for maksimalt dagligt indtag, men en værdi på 0,25 µg TBT pr. kg kropsvægt pr. dag er foreslået. Det svarer til et maksimalt dagligt indtag på 15 µg TBT for en

person på 60 kg. Det svarer til, at man fra dyr fanget i de større bugter kan spise 175 gram muslinger (tørvægt) eller ca. 300 gram fisk (figur 44).

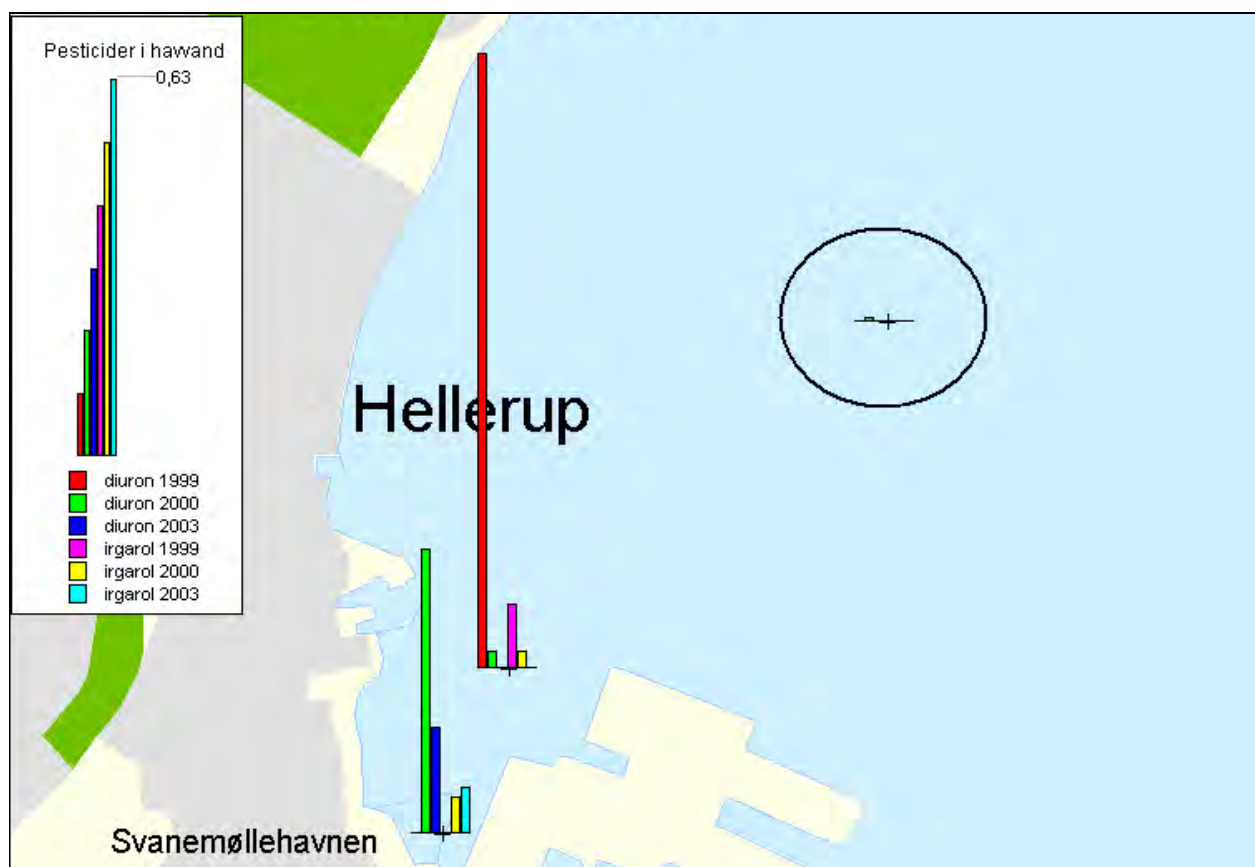


Mange informationer fra dette afsnit stammer fra DMU's Tema-rapport: Bundmaling til skibe – et miljøproblem. Ønsker du yderlige informationer om dette emne kan rapporten downloades fra [http://www2.dmu.dk/1\\_viden/2\\_Publikationer/3\\_temarapporter/rapporter/87-7772-502-6.pdf](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_temarapporter/rapporter/87-7772-502-6.pdf).

Figur 44. TBT indholdet i fisk fra Øresund er ikke højere end, at man kan spise et måltid fisk hver dag.

### Pesticider i havvand og sediment

Der har længe været forbud mod at anvende TBT i lystbådes bundmaling. Pesticiderne irgarol og diuron erstattede derefter TBT i bundmaling til lystbåde. På grund af irgarols og diurons økotoksikologiske effekt, er det også blevet forbudt at anvende disse i bundmalinger til lystbåde fra 2001.

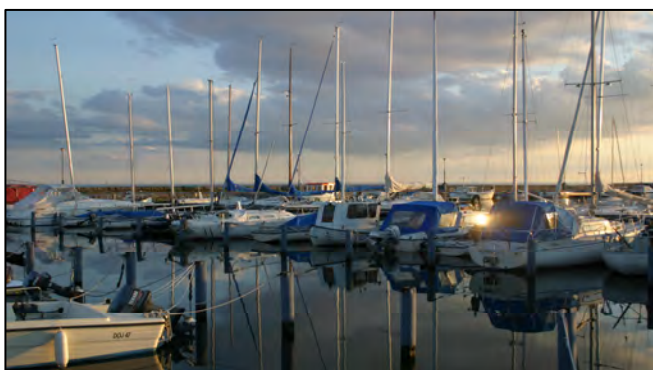


Figur 45. Prøvetagningsområdet i Svanemøllebugten og resultaterne fra undersøgelsen. Cirklen markerer den yderste station, hvor koncentrationerne er meget lave. Enhed:  $\mu\text{g/l}$ .

Vandets indhold af pesticider er undersøgt nær Svanemøllehavnen som er Danmarks største lystbådehavn. Undersøgelsen har fundet sted gennem tre år (1999, 2000 og 2003) og prøverne er

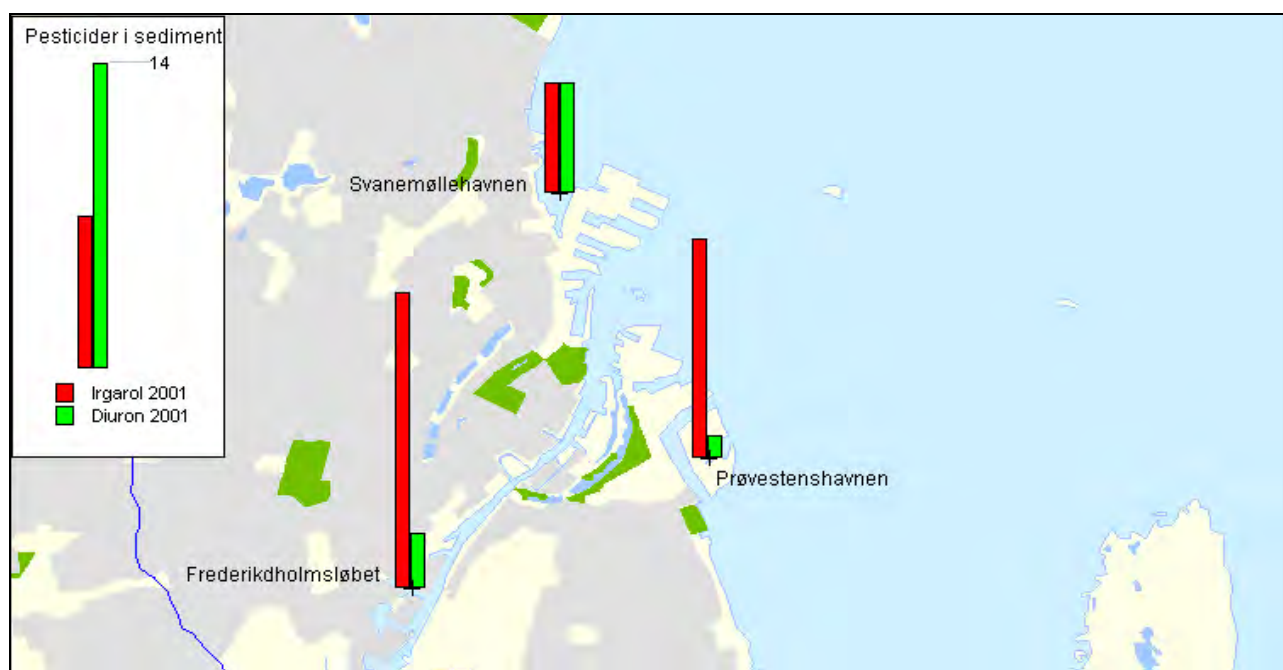
udtaget i et transekt fra havnen ud i Svanemøllebugten. Der er analyseret for atrazin, diuron, irgarol og simazin. Undersøgelsesområde og resultaterne af de to kritiske pesticider er vist i figur 45.

Irgarol og diuron blev forbudt til anvendelse som antibegroningsmiddel på lystbåde i januar 2001. Det må forventes at stofferne vil optræde i havmiljøet indtil eventuelle lagre af irgarol- og diuronholdig maling bliver opbrugt. Resultaterne af undersøgelsen viste, at der i 1999 og 2000 var en faldende gradient væk fra kilden (Svanemøllehavnen) ud mod Øresund. I en afstand af ca. 2 km var koncentrationerne faldet til under eller lige ved detektionsgrænsen. I undersøgelsen fra 2003 blev der kun konstateret diuron og irgarol i Svanemøllehavnen og ikke på de to yderste stationer (figur 45).



Miljøstyrelsen har anbefalet en koncentration for irgarol på 0,001 µg pr. l som vandkvalitetskriterium i havvand. Detektionsgrænsen overholdes med undtagelse fra området tæt på Svanemøllehavnen. Det vurderes derfor, at kvalitetskravet i 2003 er tæt på at være overholdt og det kun er i områderne omkring lystbådehavne, at kvalitetskravet ikke er overholdt (figur 46).

Figur 46. Det er formodentlig kun i områderne omkring lystbådehavnene, at kvalitetskravene til pesticider fra bundmalingerne ikke kan overholdes.



Figur 47. Pesticider i sedimentet. Enhed: µg/kg tørstof.

Sedimentets indhold af irgarol og diuron er undersøgt på tre forskellige lokaliteter i Københavns havn. Lokaliteternes placering og resultaterne er vist i figur 47. I Svanemøllehavnen er lystbåde den største kilde, mens det kun er erhvervsskibe der anløber Prøvestenshavnen. Frederiksholmsløbet er kraftigt påvirket af spildevand fra overløb. Der ligger desuden et mindre antal lystbåde i Frederiksholmsløbet. Der findes ikke en grænseværdi for antibegroningsmidler i sediment. Det er derfor svært, at vurdere om sedimentets indhold af antibegroningsmidler er højt. Sammenlignes resultaterne fra Københavns havn med andre lystbådehavne i Danmark ligger resultaterne dog i lave del af spektret.

## DDT og andre klorerede pesticider

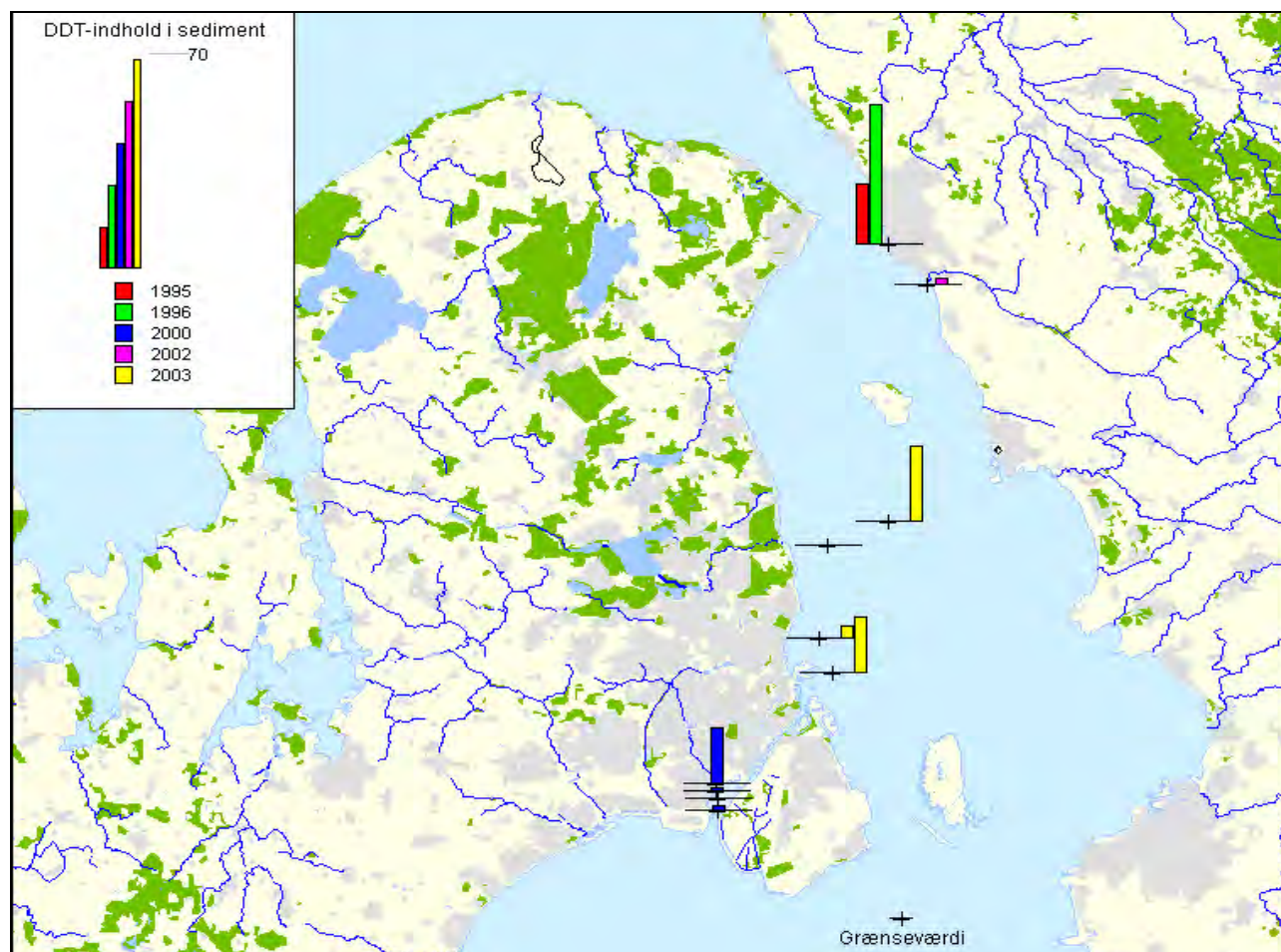
DDT og dets nedbrydningsprodukter DDD og DDE måles oftest i samme undersøgelser. I dette afsnit er de tre stoffer lagt sammen og betegnes DDT.

### Sediment

Sedimentet ved Helsingborg er grundigt undersøgt for DDT. Fra 1996 frem til 2002 er der undersøgt forskellige områder hvert år med undtagelse af 1999. DDT i højere koncentrationer er kun fundet i Kobberværkshavnen i 1995 og 1996, hvor de lå mellem 15-35 µg DDT pr. kg tørstof. Siden har værdierne været under detektionsgrænsen. Området i Helsingborg inderhavn, ud for renseanlægget og i Råån havn og i et transekt ud for Råån har også været undersøgt. Med undtagelse af en enkelt prøve på 2 µg DDT pr. kg tørstof, var alle prøverne under detektionsgrænsen på 1 DDT pr. kg tørstof.

Indholdet af HCH og HCB er målt på transektet syd for Københavns havn. Grænseværdien for disse stoffer er 0,03 µg pr. kg tørstof. Stort set alle prøver var under detektionsgrænsen. Der var kun få mindre overskridelser af grænseværdien.

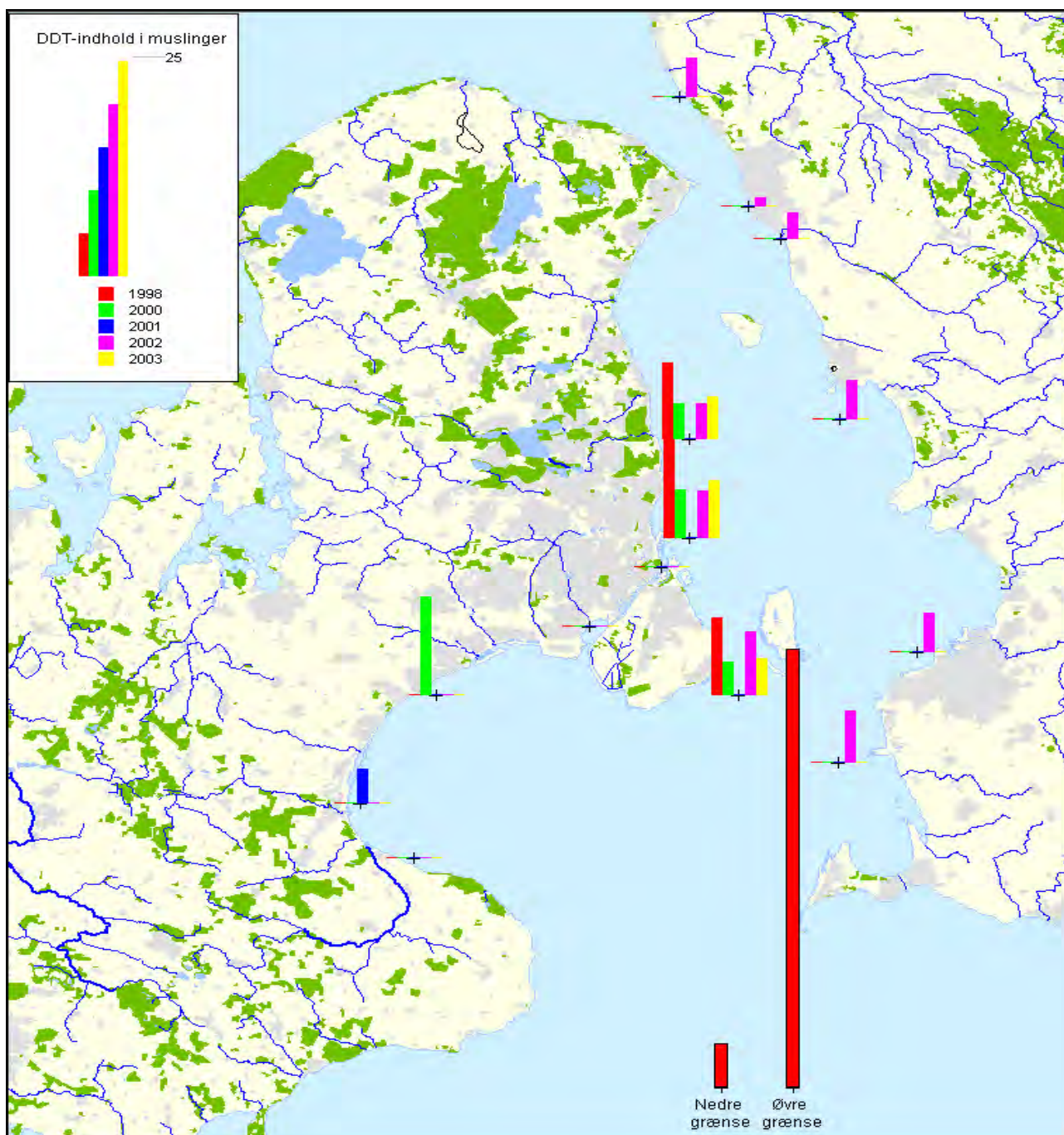
Grænseværdien for sum-DDT er 0,2 µg pr. kg tørstof (OSPAR). På baggrund af den seneste undersøgelse fra 2002 udgør DDT-indholdet i sedimentet ved Helsingborg ikke noget problem, idet kun en værdi ikke overholdt grænseværdien. På Sjællandssiden af Øresund er der udført to undersøgelser. Resultaterne fra disse undersøgelser overskrider alle grænseværdien 2-75 gange.



Figur 48. DDT i sedimenter fra Øresund og i havne fra Øresund. Den indsatte søjle markerer grænseværdien på 0,2 µg pr. kg tørstof.



DDT indholdet blev i 2003 undersøgt i samme transekt som TBT fra København til syd for Hven (figur 48). DDT-indholdet faldt fra København mod nord til Tårnbæk. Indholdet syd for Hven, var forhøjet i forhold til de to nærmeste stationer. Det skyldes formodentlig, at området syd for Hven er et sedimentationsområde.



Figur 49. DDT indholdet i muslinger på en række skånske og sjællandske lokaliteter. De indsatte søjler markerer den øvre og nedre grænseværdi på 5-50 µg pr. kg tørstof for DDE.

Næsten samme mønster kan iagttages i Kalveboderne, hvor DDT indholdet er undersøgt i et transekt fra Damhusåens udløb til randen af Kalveboderne, hvor den forbindes med Køge Bugt (Transektets placering kan ses i figur 65). DDT indholdet falder fra åens udløb til randen af Kalveboderne. Undtagelsen i dette tilfælde er DDT indholdet på en lille holm midt i Kalveboderne, hvor DDT indholdet er lavere end på den yderste station. Holmens lavere indhold af DDT skyldes formodentlig at partikler ikke sedimenterer i det lavvandede og sandede område, der er uden vegetation. Hovedstrømmen af vand går i de gravede sejlrender udenom.

## Muslinger

Muslingerne i Kobberværkshavnen ved Helsingborg er grundigt undersøgt for DDT. Fra 1999 til 2002 lå indholdet af DDT i 17 ud af 18 prøver mellem 0,1 og 0,2 mg DDT pr. kg fedt. Råån havn er dog en undtagelse med 0,4 mg DDT pr. kg fedt. Samtlige resultater fra lokaliteterne langs den skånske kyst (Klagshamn, Malmö, Landskrona og Höganäs) var med undtagelse af en prøve under detektionsgrænsen i både 1999 og 2002. Resultaterne fra lokaliteterne på Sjællandssiden lå alle over detektionsgrænsen, men under grænseværdien. Resultaterne er vist i figur 49.

Der er ikke udarbejdet en grænseværdi for DDT i muslinger: OSPAR har udarbejdet en grænseværdi for DDE der dækker intervallet 5 til 50 µg pr. kg tørstof. Alle resultaterne er imidlertid gengivet som s-DDT. Da alle resultaterne med undtagelse af resultaterne fra Helsingborg nemt overholder DDE-grænsen, udgør DDT ikke et problem for muslingerne i Øresund. Ved en omregning af resultaterne fra Helsingborg (antagelse 10 % tørstof og 1 % lipid) placerer muslingerne fra Helsingborg sig på samme niveau, som muslingerne i det øvrige Øresund.

Resultaterne fra de øvrige klorerede pesticider (HCH, HCB, lindan, aldrin og dieldrin) var alle med undtagelse af Helsingborg, under detektionsgrænsen på Skånesiden af Øresund, og overholdt dermed grænseværdien. I området ud for Helsingborg havn blev der tværtimod målt forhøjede niveauer af HCB. På Sjællandssiden var niveauet af de klorerede pesticider ikke så lavt som på Skånesiden, men de overholdt alle grænseværdien.

## Fisk

DDT indholdet er undersøgt i leverprøver på skrubber. På Skånesiden blev der i 1993 fundet høje værdier på 0,65 mg DDT pr. kg fedt ved Skabrevet syd for Landskrona og 3,9 mg DDT pr. kg fedt ved Getterevet nord for Landskrona. I Helsingborg havn er både skrubber og torsk undersøgt. I skrubber blev der fra 1996-1998 målt høje værdier mellem 0,25 og 1 mg DDT pr. kg fedt, men i 1999 lå indholdet mellem 0,05 og 0,1 mg DDT pr. kg fedt (figur 51). Indholdet af DDT i torskene som blev undersøgt fra 1996-1998 lå mellem 0,5 og 1 mg pr. kg fedt.



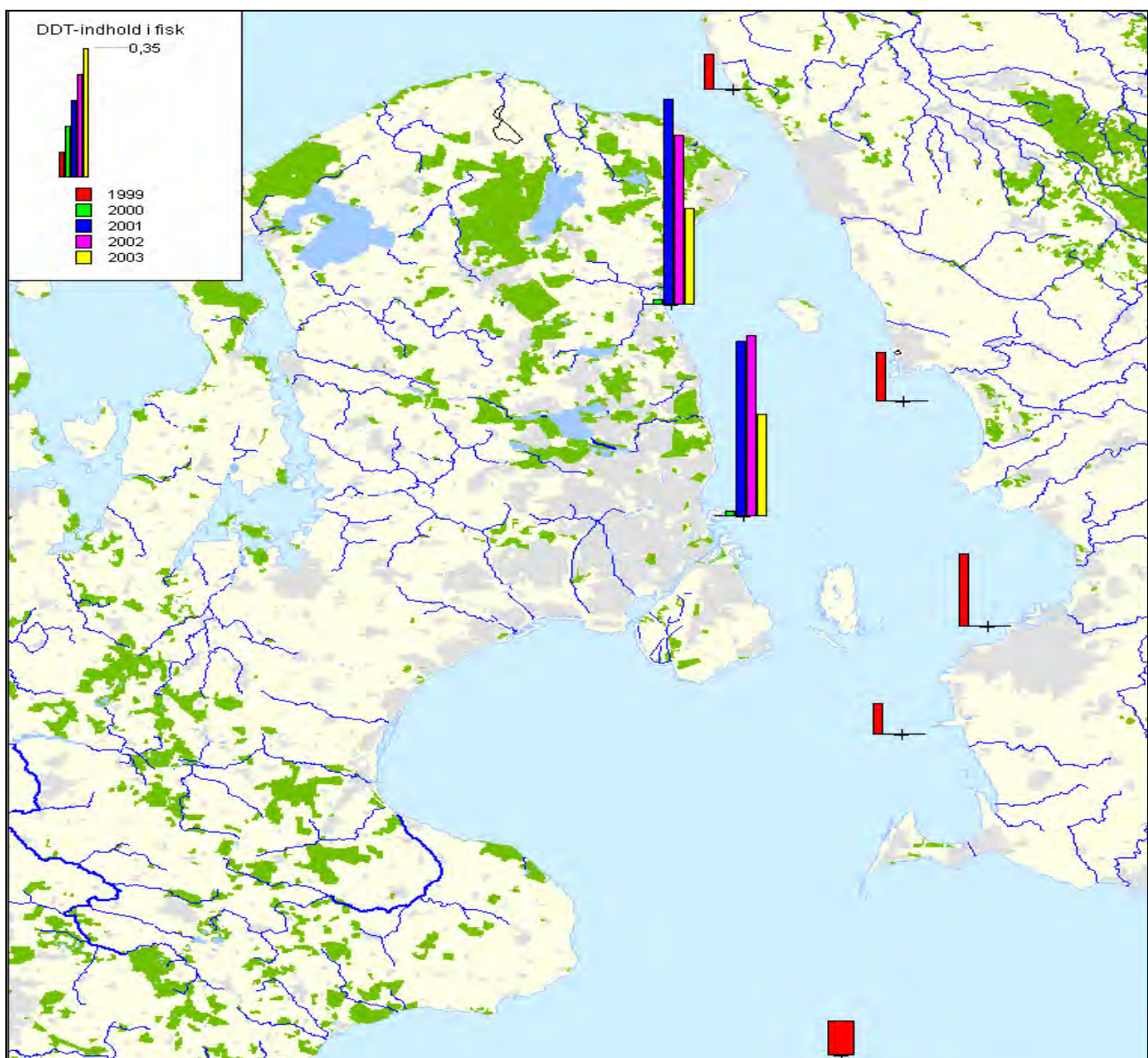
Figur 50. Lystfiskeri i Øresund.

Ved en undersøgelse i 1999 var niveauerne på lokaliteterne, som indgår i prøvetagningsprogrammet for Öresunds Vattenvårds Förbund på tre af de undersøgte lokaliteter (Klagshamn, Landskrona og Höganäs) omkring 0,06 mg DDT pr. kg fedt. Ved Malmö var DDT indholdet det dobbelte 0,12 mg DDT pr. kg fedt. I 2002 var niveauet på alle lokaliteterne faldet til under detektionsgrænsen. Der findes ingen grænseværdi for DDT i skrubbelever, men Naturvårdsverket har foreslået en grænseværdi for ålekvabbe på 0,06 mg DDT pr. kg fedt. DDT-indholdet i skrubbelever overholder i 2002 denne grænseværdi.

På den sjællandske side er DDT indholdet målt på to lokaliteter siden 1998. Der er ingen udvikling i DDT indholdet, som på den skånske side. Sammenholdt med grænseværdien for ålekvabbe overholdes DDT indholdet kun i 2000, mens det overskrides de øvrige år, hvor DDT indholdet varierer mellem 0,15 og 0,3 mg DDT pr. kg fedt.

Der er ingen logisk forklaring på, at DDT-indholdet i skrubbelever overholder grænseværdien på den skånske side, mens grænseværdien overskrides 2 – 5 gange på den sjællandske side. Grænseværdien, som overskrides, er et mål for, hvor stort et indhold fisken kan tåle, inden fisken påvirkes negativt af stoffet, og er således ikke en levnedsmiddel-hygienisk grænseværdi for, hvad mennesker kan tåle. Fordi den levnedsmiddel-hygieniske grænseværdi altid ligger en del højere end den grænseværdi, der er sat af hensyn til fiskens velbefindende, er der ingen grund til at være nervøs for, at de forhøjede grænseværdier, der er registreret på den sjællandske side, har en betydning for helbredet.

På skånesiden var indholdet af stort set alle andre klorerede pesticider under detektionsgrænsen på 0,01 mg pr. kg vådvægt. En undtagelse er HCH på lokaliteten nær Malmö, hvor indholdet til gengæld var meget højt. På den sjællandske side er g-HCH indholdet målt i skrubbelever på stationerne ved København og Vedbæk. Sammenholdt med grænseværdien for ålekvabbe på 0,01 mg pr. kg fedt overholdes grænseværdien.



Figur 51. DDT i lever fra skrubber i Øresund. Der eksisterer ingen grænseværdi for DDT i skrubbelever. Den indtegnede grænseværdi er for Ålekvabbe. Manglende værdier betegner, at målingen var under grænseværdien.

## Børsteorm (*Terebellides stroemi*)

DDT indholdet er også undersøgt i børsteormen *Terebellides stroemi*. I 1995-1997 blev det undersøgt i et transekt udenfor Rååen samt i og udenfor Kobberværkshavnen syd for Helsingborg i 1996 og 1997.

Børsteormene havde i 1995 i transektet udenfor Rååen et indhold mellem 1,5 og 3,5 mg DDT pr. kg fedt. I 1996 og 1997 var det faldet til et niveau på 0,2 – 0,3 mg DDT pr. kg fedt. I og udenfor Kobberværkshavnen lå niveauet mellem 0,2 og 0,3 mg DDT pr. kg fedt. I trafikhavnen lå det mellem 0,3 og 0,5 mg DDT pr. kg fedt.

Resultaterne er interessante, fordi de forholdsvis høje koncentrationer akkumuleres i fødekæden.

## PCB

Målinger af PCB er gennem tiden udført på mange forskellige måder. Ofte angives summen af alle PCB-er uden, at de faktisk alle indgår i analysen, men der menes summen af alle de analyserede PCB-er. Summen af alle PCB-er betegnes s-PCB. Fordi der forekommer mange forskellige PCB-ere, og det har været almindeligt at udelukke PCB-er, der ikke har haft interesse i en specifik undersøgelse, er der fremkommet mange resultater der ikke kan sammenlignes. For at i møde gå dette, er der skabt præcedens for, at syv udvalgte PCB-er altid bør indgå i analysen. De syv PCB-er betegnes PCB(7).

## Sediment

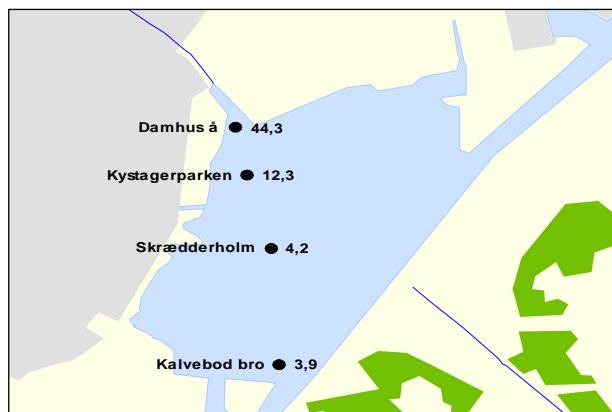


Figur 52. Overløb til Damhusåen cirka 100 meter opstrøms udløbet til Kalveboderne.

PCB findes i almindeligt spildevand fra industri og husholdninger. Det er derfor almindeligt at se høje koncentrationer af PCB i områder der er påvirkede af spildevand (figur 52). Det illustreres tydeligt i Kalveboderne, hvor koncentrationen af PCB er høj ud for Damhusåens udløb, der er kraftigt påvirket af spildevand fra overløb (figur 53).

En undersøgelse i Københavns havn viste et tilsvarende resultat. I havnebassiner med en lille og en stor belastning fra spildevand og i Sydhavnens hovedløb var der stor forskel på indholdet af PCB.

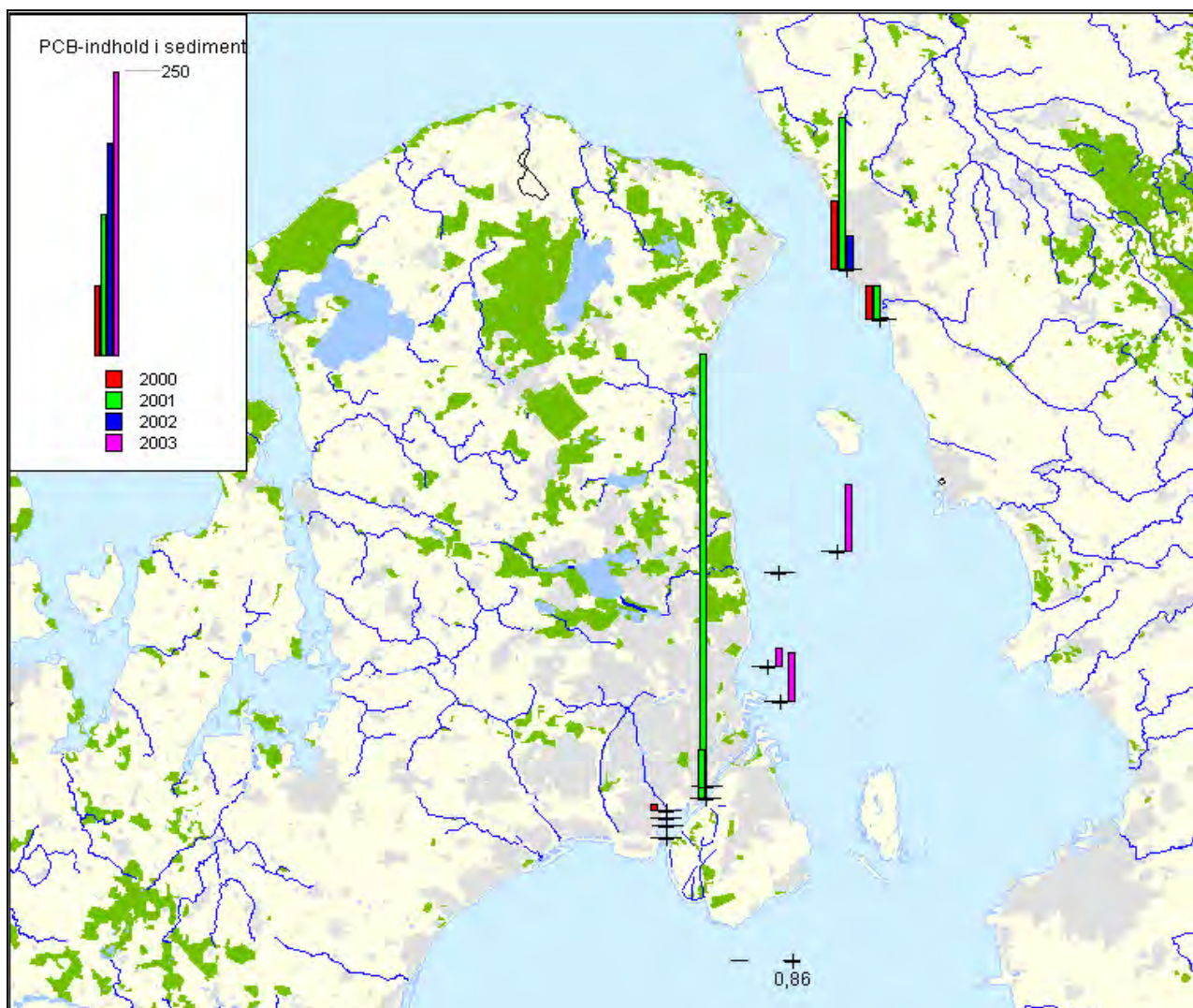
Prøven fra det stærkt belastede havnebassin havde et indhold på 380  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof, mens indholdet kun var 44  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof fra det svagt belastede havnebassin. I Sydhavnens hovedløb, hvor der er et stort vandskifte, var indholdet under detektionsgrænsen på 11  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof, nogle få hundrede meter fra det stærkt belastede bassin.



Figur 53. PCB (7)-indhold i sedimentet fra et transekt i Kalveboderne. Ovenstående billede er taget ca. hundrede meter oppe opstrøms Damhusåens udmundning i Kalveboderne. Transektet viser en tydelig gradient fra åmundingen til randen af Kalveboderne. Enhed:  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof.

I Helsingborg havn og det omkringliggende område er der målt høje værdier af PCB (7) i 2000 og 2001 (61 og 134  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof), mens der i 2002 er målt omkring 30  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof på tre stationer (Figur 11). Ved Rååen er der også målt omkring 30  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof på to stationer i 2000 og 2001, mens indholdet i 2002 blev målt til 3 g pr. kg tørstof (figur 54).

I to ældre undersøgelser fra 1987 og 1988 foreligger der en række målinger gennem hele Københavns havn. Indholdet af s-PCB lå mellem 0 og 1000  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof med et middel på 320  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof. Et nogenlunde samme resultat fremkom i 1994 ved en undersøgelse af kanalerne der omgiver det gamle militære område Holmen. Her lå målingerne mellem 30 og 300  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof, med et middel på 150  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof. En enkelt meget høj værdi på 2.200  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof er ikke medtaget i beregningen af middelværdien.



Figur 54. PCB (7) i sedimenter i Øresund og havne omkring Øresund. Enhed:  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørstof.

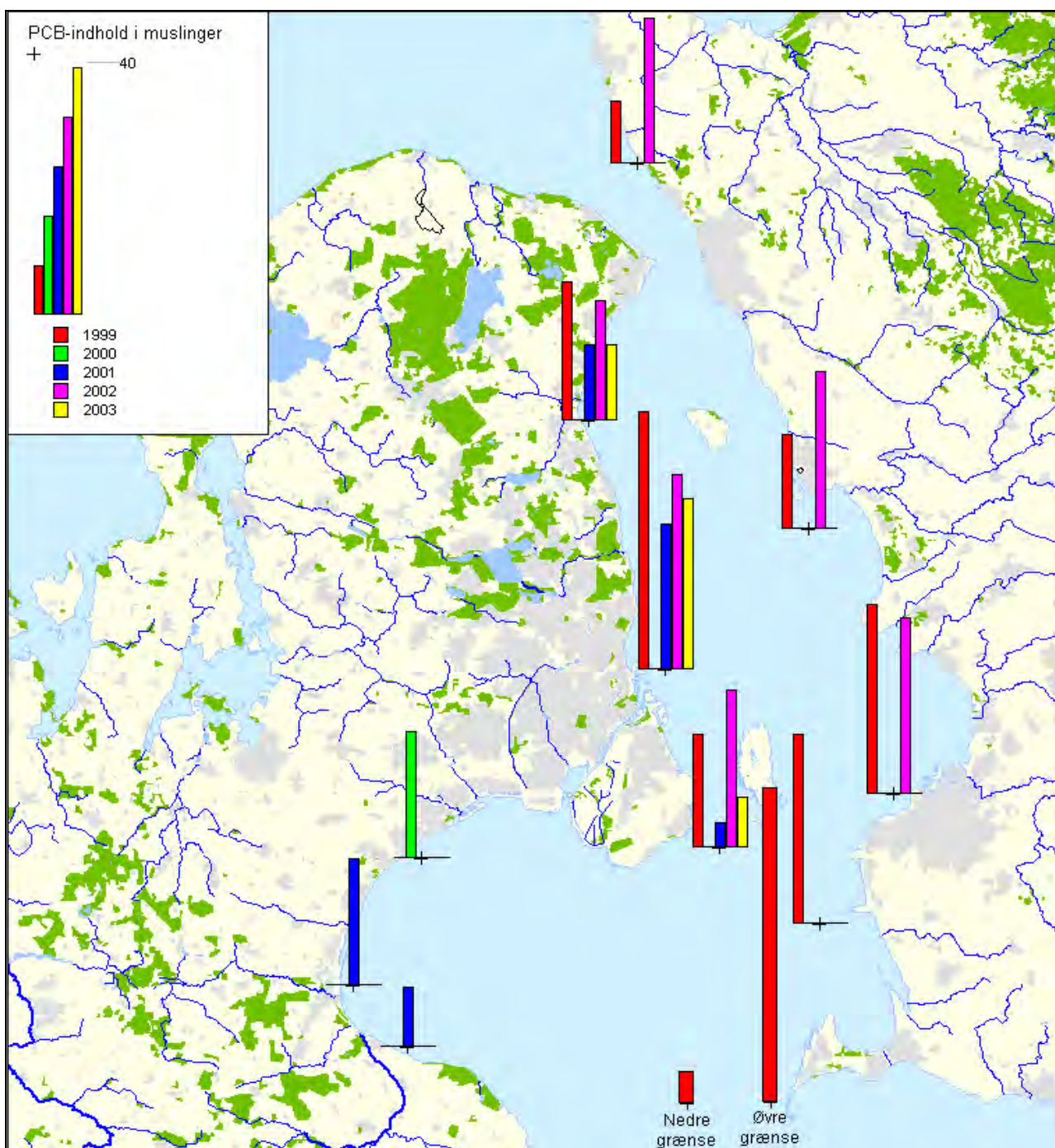
I Øresund er PCB-7 indholdet målt på en række stationer langs den sjællandske kyst mellem København og området syd for Hven i 2003. Indholdet var størst ved København, hvor det var 44  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof faldende til 17  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof i Svanemøllebugten og 0,7  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof ved Tårnbæk. I sedimentationsområdet syd for Hven var indholdet 60  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof, som var fremkommet ud fra to prøver på 106 og 14  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof (figur 54).

OSPAR har udarbejdet en NOEC på 0,86  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof (PCB(7)) og en grænseværdi på 1-10  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof for s-PCB. Af alle undersøgelser var der kun to målinger, der overholdt kravet til PCB(7), mens der ikke var nogen af s-PCB resultaterne, der overholdt grænseværdien.

## Muslinger

I undersøgelser af muslinger for PCB(7) er det sjældent, at alle syv PCB-er er til stede i samme prøve, idet flere af PCB-erne ofte er under detektionsgrænsen. I 1999 var der for eksempel kun tre PCB-er der kunne detekteres (PCB 108, PCB 138 og PCB 153) i undersøgelsen på den skånske side af Øresund.

Der er udført mange analyser for PCB(7) i muslinger langs begge sider af Øresunds kyster de senere år (figur 55). På den skånske side er der på de fire undersøgte lokaliteter registreret indhold mellem 15 og 30  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof. På den sjællandske side varierer indholdet mellem 4 og 40  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof, med de højeste værdier tæt ved København (figur 55). I Køge Bugt er indholdet ud for Køgeegnens renseanlæg (10  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof) overraskende kun halvdelen af hvad indholdet er ude i bugten (20  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof), mens det i Nivå Bugt varierer mellem 10 og 25  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof.



Figur 55. PCB(7) i muslinger i Øresund (enhed:  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørstof). De indsatte søjler markerer en nedre og en øvre grænseværdi på 5 og 50  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørstof.

Helsingborg kommune har lavet en grundig undersøgelse af muslinger for PCB(7) i og udenfor deres havne. Værdier fra og lige udenfor Kobberværkshavnen og Råån havn lå mellem 10 og 20 µg pr. kg vådvægt, mens indholdet i muslinger i kort afstand fra havnen lå mellem 5 og 10 µg pr. kg vådvægt.

Indholdet af PCB (7) i muslinger i Øresund overholder alle grænseværdien fra OSPAR på 5-50 µg pr. kg tørstof. Det forholder sig anderledes med muslingerne i og nær Helsingborgs og Rååns havn. Resultaterne kan ikke direkte sammenlignes, men antages muslingerne at have et tørstofindhold på 10 %, vil det 10 gange højere indhold overskride grænseværdien både indenfor og udenfor havnen.

## Fisk

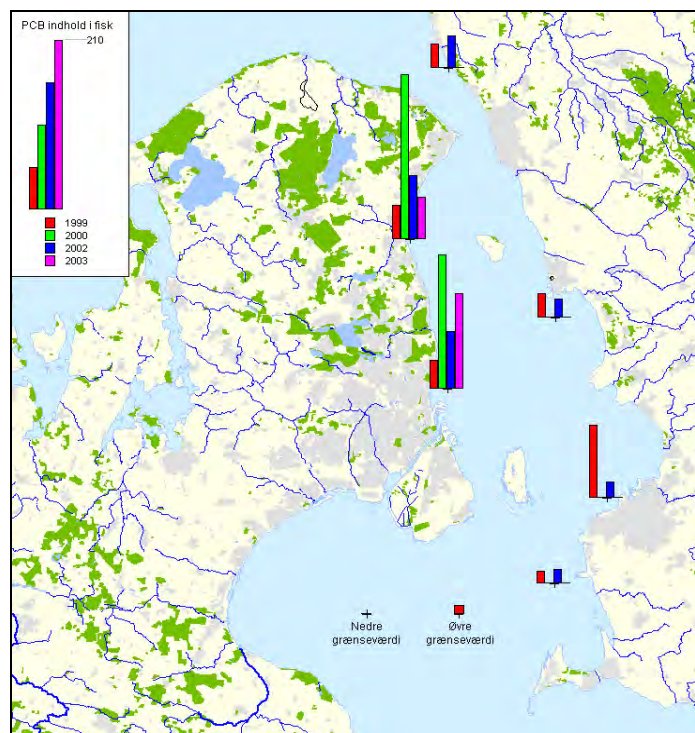
PCB(7) er også undersøgt i fisk på en række forskellige lokaliteter i Øresund. På Skånesiden blev indholdet i leverprøver fra skrubber undersøgt på fire lokaliteter, mens det blev undersøgt på to lokaliteter på den sjællandske side.

På skånesiden ligger indholdet mellem 15 og 40 µg pr. kg vådvægt med en enkelt undtagelse ved Malmö på 90 µg pr. kg vådvægt (figur 56). På den sjællandske side er niveauet noget højere og variationen følgelig noget større. Indholdet varierer fra 35 til ca. 200 µg pr. kg vådvægt (figur 56). Det virker besynderligt med de høje resultater på den sjællandske side fra 2000, som ikke kan forklares. Den øvre og den nedre grænseværdi for skrubbelever er udarbejdet af OSPAR og ligger fra 1-10 µg pr. kg vådvægt. Der er således ingen af målingerne der overholder grænseværdien.

I Malmö og Landskrona er der udført lokale undersøgelser af PCB-7 indholdet i fisk. I Malmö er PCB-7 indholdet i området udenfor byen undersøgt i muskelvævet hos skrubber, sild og torsk (figur 56). PCB-7 indholdet var i de fleste tilfælde under detektionsgrænsen på 5 µg pr. kg vådvægt. Det var kun for sild, at indholdet af to PCB-er lå over detektionsgrænsen. Detektionsgrænsen divideret med 2 er blevet anvendt for at få en værdi for PCB-7.

I Landskrona er PCB-7 indholdet undersøgt i muskelvæv fra skrubber i 1997. PCB-7 indholdet lå på 10 µg pr. kg vådvægt.

Livsmedelsverket har anbefalet, at PCB-7 indholdet i muskelvæv fra sild og torsk ikke overstiger 70-100 henholdsvis 20-40 µg pr. kg vådvægt. Der er ingen anbefalinger for skrubbe, men for en anden populær fladfisk, rødspættten anbefales en grænse på 20-30 µg pr. kg vådvægt. De fundne værdier ligger alle langt under disse krav.



Figur 56. PCB(7) i skrubelever fra fisk i Øresund. Enhed:  $\mu\text{g}/\text{kg}$  vådvægt.

## PAH

Der findes også mange forskellige PAH-forbindelser. Derfor har man udvalgt 16 forskellige forbindelser, som i dette afsnit betegnes 16-PAH. I nogle tilfælde har det været nødvendigt at medtage data, hvori alle PAH-forbindelser indgår (sum-PAH), enten fordi det har været de eneste eksisterende data, eller for at muliggøre en sammenligning med grænseværdien. Hvor andet ikke er angivet, menes 16-PAH.

## Sediment

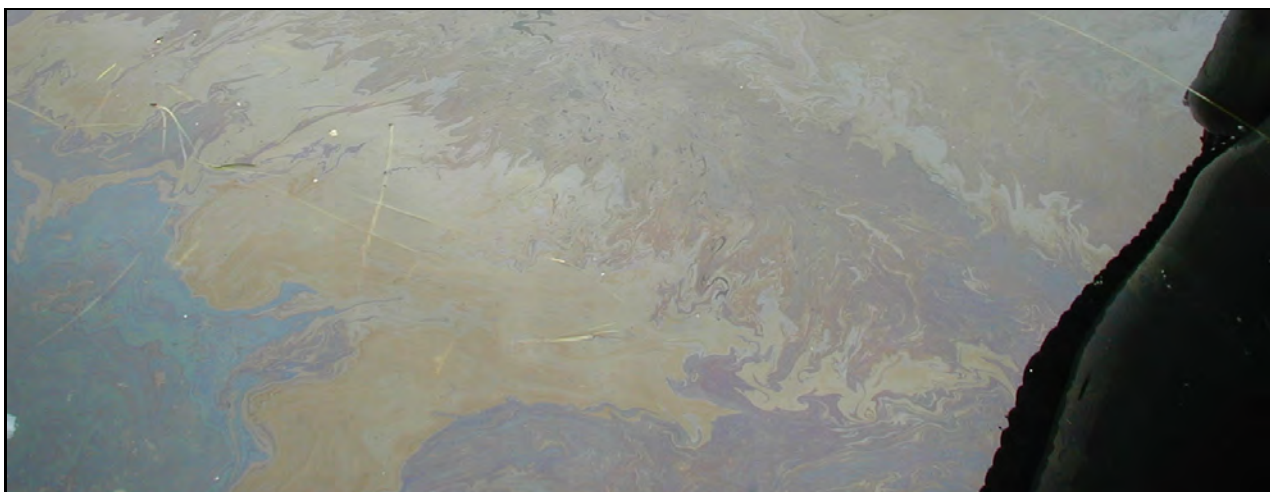
Grænseværdien for PAH i sediment er  $300 \mu\text{g}$  pr. kg tørstof.

PAH stammer fra olieprodukter. Der er derfor altid flere mindre kilder i havnene. Det kan være uheld i forbindelse med påfyldning af brændstof, utætte tankanlæg eller udsivende grundvand fra forurenede arealer. Fordi selv små oliespild opnår en stor udbredelse ved dannelse af oliefilm, er der stor opmærksomhed omkring oliespild (Figur 57).

I Københavns havn er der foretaget flere omfattende undersøgelser af sedimentets indhold af PAH. De nyeste undersøgelser viser, at der er store forskelle i de enkelte havneafsnit, men at koncentrationen typisk ligger på ca.  $10.000 \mu\text{g}$  pr. kg tørstof, hvilket ikke er usædvanligt sammenlignet med undersøgelser fra andre havne.

I et transektet i Kalveboderne er der målt  $5.000 \mu\text{g}$  pr. kg tørstof ved Damhusåens udløb, faldende til  $1.400 \mu\text{g}$  pr. kg tørstof ved Kystagerparken og  $200 \mu\text{g}$  pr. kg tørstof ved Kalvebod Bro. De forholdsvis høje koncentrationer ved de yderste stationer, viser med al tydelighed, hvor forurenede havnesedimenterne er. Det er således også kun de yderste stationer som ikke overskrider grænseværdien.





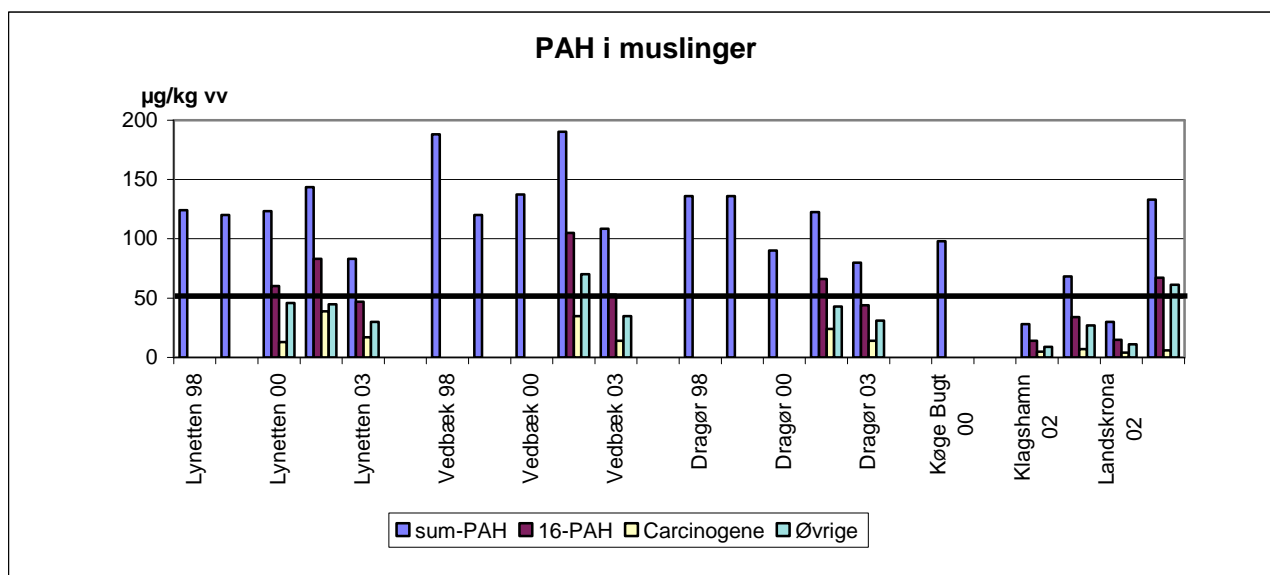
Figur 57. Oliefilm i Københavns Havn.

## Muslinger

Muslinger anvendes som monitoringsorganismer, fordi de tilbageholder meget små partikler (ned til 1  $\mu\text{m}$ ) med stor effektivitet, og de er stationære. Muslinger bliver derved eksponeret overfor alle partikler, og effekten af et stof kan relateres til en specifik lokalitet (Figur 59).

Der foreligger adskillige målinger af PAH i muslinger på begge sider af sundet. Öresunds Vattenvårdsförbund gennemførte i 1999 og 2002 undersøgelser på den skånske side af Øresund. Resultaterne i 1999 lå alle under detektionsgrænsen. Årsagen til at resultaterne i 1999 lå under detektionsgrænsen skyldtes, at der blev anvendt en højere detektionsgrænse dette år (30  $\mu\text{g}$  pr. kg vådvægt), hvilket skal tages i betragtning ved sammenligning af data. Derfor er data fra 1999 heller ikke afbilledet på figuren (figur 58).

PAH-16 indholdet ligger på den skånske side mellem 15 og 30  $\mu\text{g}$  pr. kg vådvægt mod et indhold på den sjællandske side på 40 til 105  $\mu\text{g}$  pr. kg vådvægt (figur 58). Der er ingen umiddelbar forklaring på det forhøjede PAH indhold i muslingerne på den sjællandske side af Øresund.



Figur 58. PAH i muslinger fra Øresund. Sum-PAH for de skånske lokaliteter er beregnet, for at få et bedre sammenligningsgrundlag med de sjællandske målinger. Sum-PAH er beregnet ud fra forholdet mellem de tilsvarende forbindelser på sjællandssiden. Den fuldt optrukne linie angiver grænseværdien.



Figur 59. Blåmuslinger anvendes som monitoringsorganismer, fordi de er stationære.

Der er heller ikke et tydeligt mønster i resultaterne, idet der ikke er et entydigt mønster med forhøjede koncentrationer nær byerne. PAH forureningen synes derfor, at sprede sig mere diffust ud over området (figur 58). En nærmere analyse heraf vil kræve flere undersøgelser.

Statens Forurensningstilsyn i Norge har fastlagt en grænseværdi på 50 µg pr. kg vådvægt for det samlede indhold af PAH (sum-PAH) i muslinger.

PAH-indholdet i muslingerne på de undersøgte lokaliteter på den sjællandske side overskrider alle grænseværdien med en faktor 2-3. Omregnes de skånske PAH-16 indhold til sum-PAH ud fra forholdet mellem de tilsvarende forbindelser på sjællandssiden overskrides grænseværdierne på den skånske side kun ved Malmö og Höganäs, mens grænseværdierne overholdes ved Klagshamn og Landskrona (figur 58). Der er ingen umiddelbar forklaring på denne forskel mellem de skånske stationer.

## Fisk

Der foreligger ingen grænseværdi for PAH i fisk.

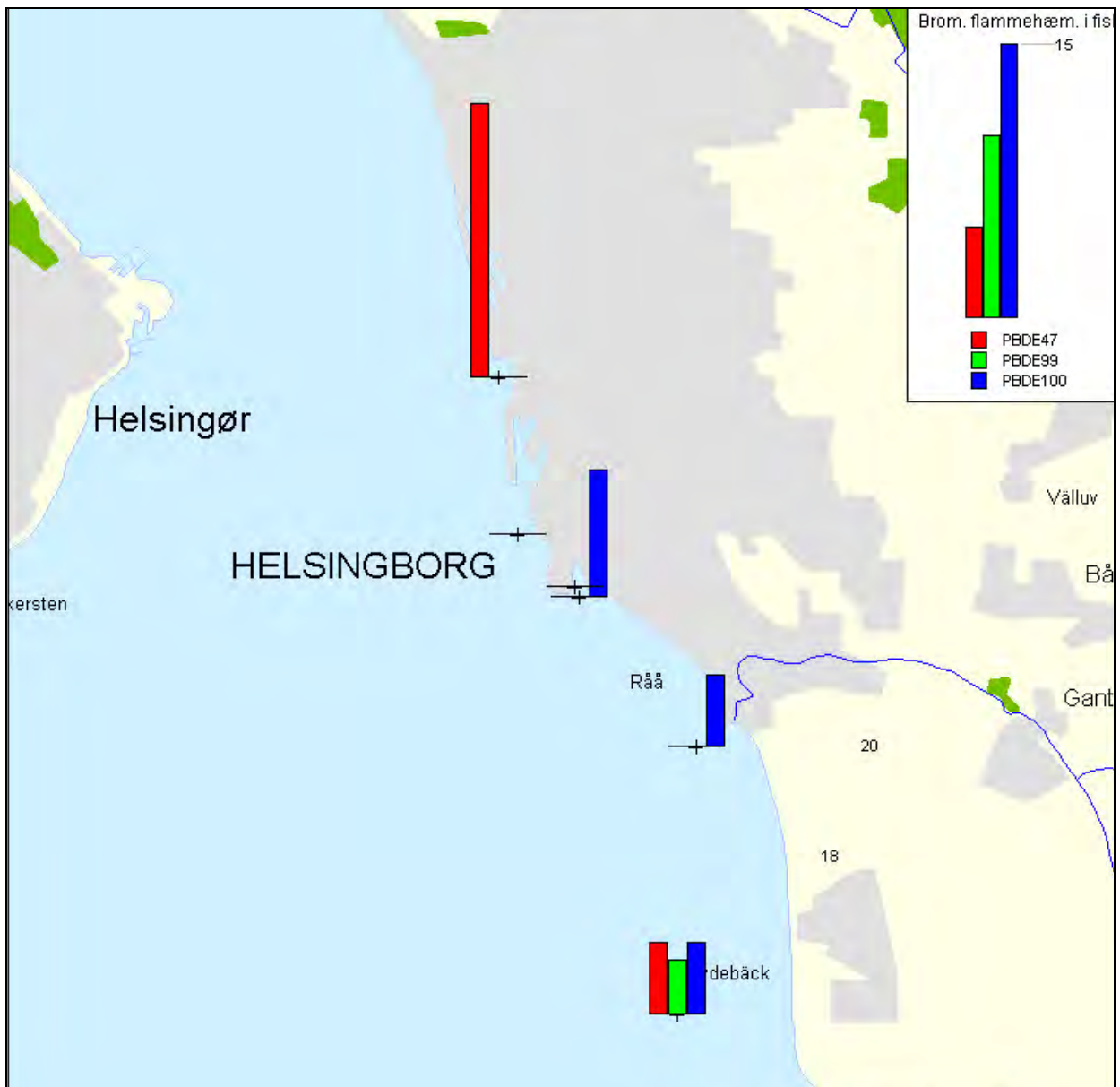
Der er kun foretaget få målinger af PAH indholdet i fisk og alle fra den skånske side. Resultaterne lå fra 27 µg pr. kg vådvægt ved Höganäs og 51 µg pr. kg vådvægt ved Klagshamn til 91 µg pr. kg vådvægt ved Landskrona. På lokaliteten nær Malmö måltet et særlig højt indhold på 926 µg pr. kg vådvægt.

## Andre organiske miljøgifte

Fælles for stofferne i dette afsnit er, at de betragtes som miljøgifte, og vores viden om dem i Øresund er stærkt begrænset og der ikke er udarbejdet grænseværdier for dem. Resultaterne er medtaget for at beskrive vores viden om stofferne i Øresund på nuværende tidspunkt. Opmærksomheden skal især henledes på, at der de sidste år er fremkommet oplysninger om bromerede flammehæmmere, som er yderst farlige og, at enkelte af phenolerne kan indvirke på hormonsystemet, idet de har østrogenlignende effekter.

## Bromerede flammehæmmere

Der foreligger kun data fra Helsingborg havn, hvor der er analyseret prøver fra både muslinger og fisk. Der er analyseret for forbindelserne PBDE47, PBDE99 og PBDE100. Resultaterne er gengivet i figurene 60 og 61.



Figur 60. Bromerede flammehæmmere i fisk. Enhed: µg/kg vådvægt.



Figur 61. Bromerede flammehæmmere i muslinger. Enhed: µg/kg tørstof.

## Andre undersøgelser

I 2000 blev sedimentet i Kalveboderne undersøgt for miljøfremmede stoffer i et transekt fra Kalvebodernes udløb til randen, hvor Kalveboderne løber sammen med Køge Bugt.

I 2001 blev der foretaget en omfattende undersøgelse af sedimentet for miljøfremmede stoffer i flere danske havne. Der blev undersøgt tre forskellige typer af havne. Lystbådehavne, industrihavne og oliehavne. I Københavns havn blev der udpeget tre forskellige lokaliteter, der repræsenterede hver af de tre forskellige typer af havne. I Københavns havn blev Frederiksholmsløbet udlagt som industrihavn, Prøvestenshavnen som oliehavn og Svanemøllehavnen som Lystbådehavn.

Da der er en begrænset viden om de fleste af stofferne, er disse alene vist sammen med stationsplaceringerne. Data er kun vist for tre mest kendte stofgrupper. For at give et indtryk af sedimentets indhold af de pågældende stoffer, er de lokale resultater sammenholdt med max-, middel- og minimumsværdien fra de andre lokaliteter der indgik i den landsdækkende undersøgelse i 2001. Øvrige data kan downloades fra rapporten Miljøprojekt nr. 627 fra Miljøstyrelsens hjemmeside [www.mst.dk](http://www.mst.dk).

## Blødgørere, LAS og Phenoler

Blødgørere, LAS og phenoler findes alle i høje koncentrationer i spildevand. Der er derfor ikke overraskende, at stofferne findes i høje koncentrationer på tre af de undersøgte stationer der er stærkt belastet af spildevand.

### Blødgørere

Koncentrationen af blødgørere er meget høj ved de tre stationer, hvor belastningen med spildevand er særlig høj. Det gælder specielt i Frederiksholmsløbet, hvor Københavns største overløb udmunder. Det var også her, at undersøgelsens højeste maksimale koncentration på 5.500 µg DEHP pr. kg tørstof blev fundet (Figur 62).

I udmundingen af Damhusåen, hvor overløbsvandet fra adskillige overløb opstrøms i åen ender, antog koncentrationen en værdi omkring middel (1.300 µg pr. kg tørstof) af, hvad der var blevet fundet i undersøgelsen. I Svanemøllehavnen hvor der også udmunder et stort overløb, antog koncentrationen også et niveau omkring middelkoncentrationen. De laveste værdier blev ikke overraskende målt i oliehavnen.

Bortset fra Frederiksholmsløbet er indholdet af blødgørere på niveau med indholdet i andre danske havne.

### LAS

Koncentrationen af LAS var ekstrem høj ved Damhusåens udløb, hvor koncentrationen var 28.000 µg pr. kg tørstof. Det er den højeste værdi for LAS der er registreret (Figur 63).

Koncentrationen af LAS i Frederiksholmsløbet var også meget høj sammenlignet med de andre havne i undersøgelsen. Koncentrationen i Frederiksholmsløbet var med sine 8.400 µg pr. kg tørstof også den station med den højeste koncentration i undersøgelsen fra 2001. Svanemøllehavnen lå med en værdi på 200 µg pr. kg tørstof, overraskende langt under gennemsnitsniveauet for 2001-undersøgelsen på 1.400 µg pr. kg tørstof. Det var derimod ikke overraskende, at oliehavnen kun havde et indhold på 300 µg pr. kg tørstof.

### Phenoler

Også i dette tilfælde er koncentrationen i Frederiksholmsløbet det højeste sammenlignet med andre resultater fra 2001-undersøgelsen (Figur 64). I Frederiksholmsløbet lå koncentrationen på 3.400 µg

pr. kg tørstof, mens middelværdien for undersøgelsen lå på 850  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof. Værdien i Svanemøllehavnen på 300  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof lå et pænt stykke under middelværdien, mens niveauet i oliehavnen på 730  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof var svagt reduceret i forhold til middelværdien.

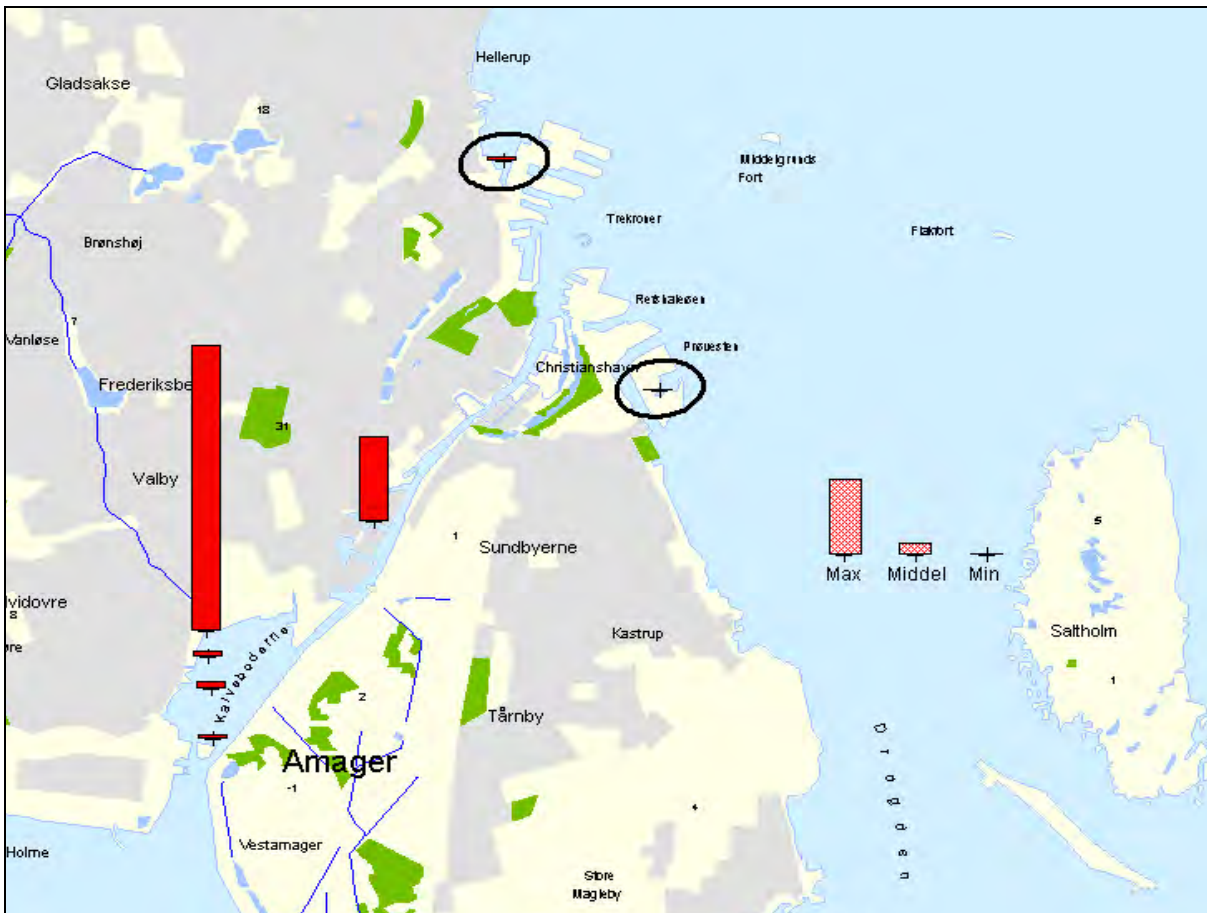
Ved Damhusåens udløb var koncentrationen på 570  $\mu\text{g}$  pr. kg tørstof lidt under middelværdien.

### Sammenfatning for andre undersøgelser

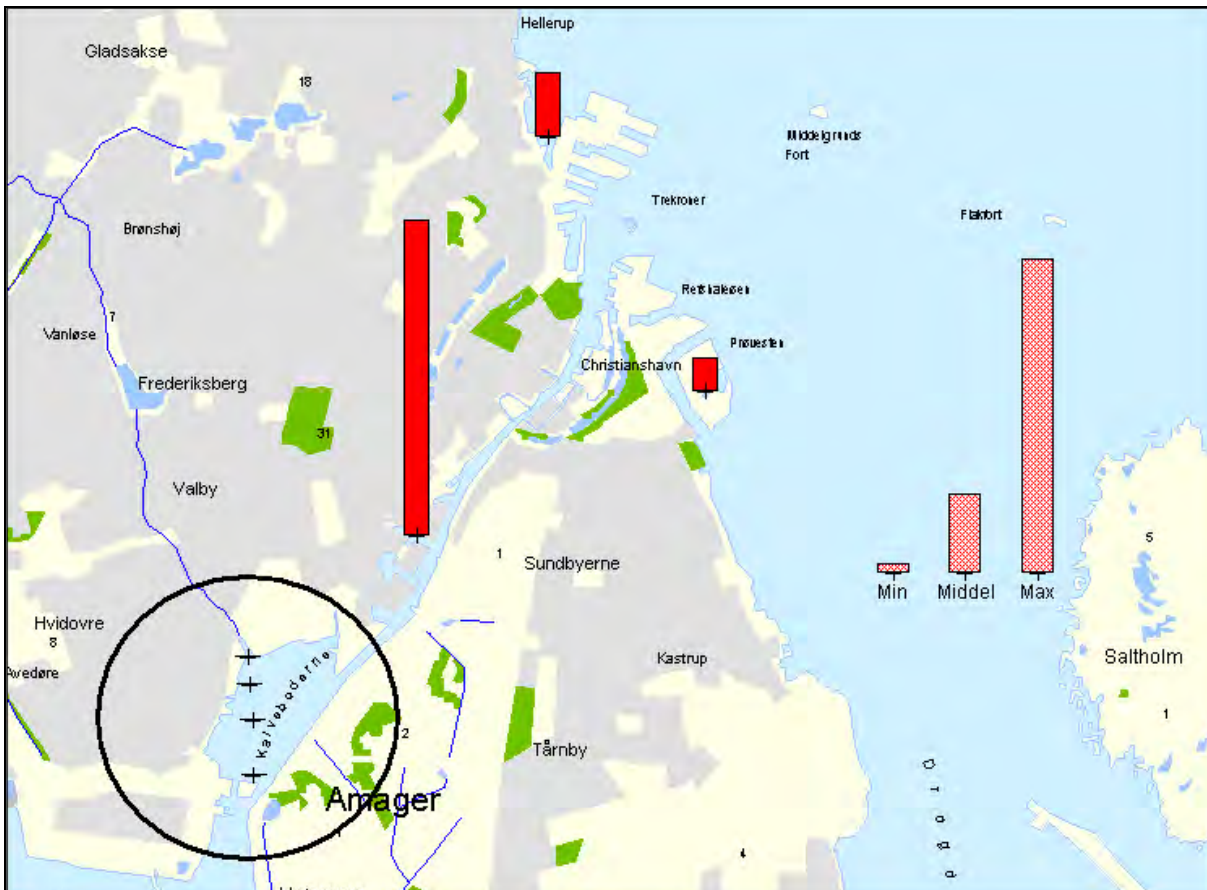
På baggrund af de meget høje koncentrationer der er fundet af de tre stofgrupper ved Damhusåens udløb og i Frederiksholmsløbet er det måske ikke så overraskende, at der ikke er fundet dyreliv i disse områder. Københavns Amt har i en undersøgelse ud for Damhusåens udmunding ikke fundet én organisme i en haps. Selvom det kun er en haps er dette helt ekstraordinært. I en undersøgelse fra 1990, blev det konstateret, at der ikke var noget makroskopisk liv i Belvedere kanal, mens der i en undersøgelse fra 2002 kun blev fundet én organisme i Frederiksholms kanal. Det var en myggelarve.



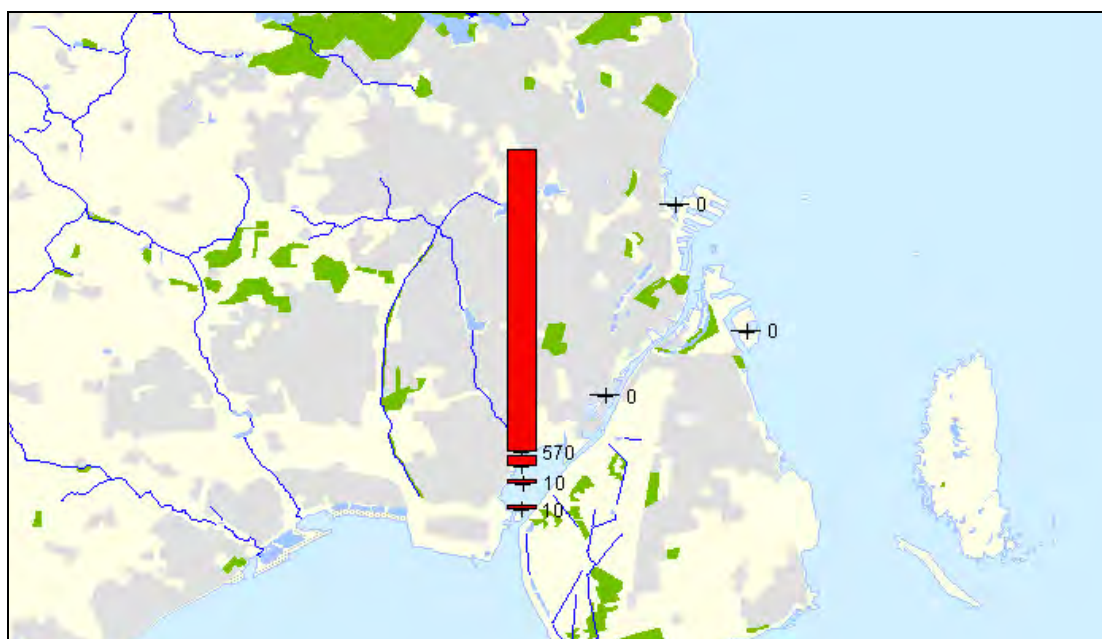
Figur 62. Phthalater i havnesedimenter. Enhed:  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørstof.



Figur 63. LAS i havnesedimenter. Enhed:  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørstof.



Figur 64. Phenoler i havnesedimenter. Enhed:  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørstof.



Figur 65. Phenoler i havnesedimenter. µg/kg tørstof.

## Referencer

- Carl Bro A/S Krüger: Københavns Sydhavn Fase 2, 2002.
- COWIconsult: Miljøundersøgelser Fase 1 og 2, Overfladevand og sediment. Forsvarets bygningstjeneste, 1994.
- Databasen MADS: PAH og PCB data fra Nivå Bugt. Downloaded fra Danmarks Miljøundersøgelses hjemmeside (www.DMU.dk).
- DHI: Analyse af havnesedimentprøver. Analyseskemaer med data om Tungmetaller og miljøfremmede stoffer fra Kalveboderne. Februar 2001.
- Faverskov, S., Strand, J., Jacobsen, J. A., Riemann, B.: Bundmaling til skibe – et miljøproblem. TEMA-rapport fra DMU. Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Göransson, P., Karlsson, M. & Börjesson, L.: Kustkontrollprogram för Helsingborg. Årsrapport 2002. Miljönämnden i Helsingborg 2003.
- Göransson, P., Karlsson, M. & Börjesson, L.: Kustkontrollprogram för Helsingborg 1999 & 2000. Årsrapport 1999 & 2000. Miljönämnden i Helsingborg 2001.
- Jacobsen, J. A.: Bestemmelse af tributyltin koncentrationer i havvandsprøver fra Københavns havn april 1996. Laboratorierapport udført for: Miljøkontrollen, Københavns Kommune. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Jacobsen, J. A. og Strand, J.: Analyserapport for Frederiksborg Amt. Butyltinanalyser. 7 sediment prøver fra Nivå bugt, Øresund (Udtaget November 1998). December 1998. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Jensen, A. og Gustavsen, K.: Havnesedimenters indhold af miljøfremmede organiske forbindelser. Kortlægning af nuværende og fremtidige behov for klappning og deponering. Miljøprojekt Nr. 627, 2001. DHI – Institut for Vand og Miljø. Miljøstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet.
- Københavns Kommune: Skitse til vandområdeplan for Kalveboderne. Marts 2004.
- Københavns Amt, Frederiksborg Amt, Roskilde Amt og Københavns Kommune: Overvågning af Øresund 2003. 2004.
- Lundgren, F.: Undersøgning af miljøgifter i blåmussla og skrubsködä i Øresund. 2003-02-18. Toxicon Proj. 147/02.
- Pritzl, G., Aagard, A.: Afdeling for Miljøkemi, Danmarks Miljøundersøgelser og Miljøstyrelsen. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser. December 1999.
- Roskilde amt: Data fra Køge bugt. Leveret i regneark.

Sjögren, N.: Intersex hos strandsnäckan *Littorina littorea* med koppling till exponering av tennorganiska ämnen i Industrihamnen, Malmö hamn. Examensarbete 10p. NV97. Institutionen för teknik Naturvårdsingenjörsprogrammet. Högskolan Kristianstad.

SMHI, PAG, Toxicon AB, Sweco Viak Undersökningar i Öresund 2002: ÖVF Rapport 2003:1. Öresunds Vattenvårdsförbund.

Strand, J. & Jacobsen, J. A.: Forekomst af organiske tinforbindelser i planter og dyr fra danske farvande: Akkumulering og fødekæderelationer. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 135. 2000. Afdeling fra havmiljø. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljø- og Energiministeriet.

Sveder, J.: Organiske miljøgifter i marin biota i Skåne län. En sammanställning och utvärdering 1992-2000. Miljöenheten, Länsstyrelsen i Skåne Län.

Toxicon: Undersökning av metaller och PCB i tre fiskarter inom Malmö kommuns havsområde. Torsk, sill, skrubskädda. rapport 145/98. Landskrona, Januari 1999.



# Lovgivning, gränseværdier og kvalitetskrav for miljøfarlige stoffer.

## Lovgivning og regler

Miljölagstiftningen har under de seneste 15 åren vuxit både internationellt, nationellt och inom EU. Nedan följer en överblick över en del av lagstiftningen som reglerar miljöfarliga ämnen.

## Udledning af spildevand

I Danmark skal der til enhver form for udledning af spildevand herunder vand fra renseanlæg, industri, regnvand, overløbsvand fra kloaker samt dræn og grundvand fra anlægsprojekter, søges tilladelse jf. Lov om miljøbeskyttelse, lovbekendtgørelse nr. 753 af 25. august 2001.

Det er ifølge lovens § 28 de regionale myndigheder, amterne, der giver tilladelse til og fører tilsyn med udledning af spildevand. Dog er det kommunerne der meddeler tilladelse til og fører tilsyn med udledning fra små anlæg under 30 personækvivalenter.

Spildevandets indhold af miljøfarlige stoffer reguleres i Danmark efter bekendtgørelse 921 af 8. oktober 1996, som er den danske implementering af EØF direktivet 76/464/1976. Bekendtgørelsen fastsætter kvalitetskrav til indholdet af miljøfarlige stoffer, både tungmetaller og organiske stoffer, i både ferskvand og marine områder.

Med denne bekendtgørelse er alle stoffer og stofgrupper i princippet omfattet af regulering, da bekendtgørelsen kræver fastsættelse af kvalitetskrav for stoffer der ikke findes med i bekendtgørelsen.

Det er den tilladelsesgivende myndigheds ansvar, at udarbejde kvalitetskravene, evt. for ansøgers regning. De regionale myndigheder i Danmark har således fastsat kvalitetskrav for tre tungmetaller (selen, molybdæn og vanadium).

I Danmark findes der ingen gränseværdier eller kvalitetskrav for indholdet af miljøfarlige stoffer i organismer (om fødevarer se senere) og sediment.

I Sverige finns ett fåtal lagar och föreskrifter som reglerar utsläpp av miljöfarliga ämnen till havet. I praktiken regleras utsläpp från en industri, avloppsreningsverk eller annan verksamhet av hänsynsreglerna i 2 kap. i miljöbalken. I tillstånd kan myndigheten ställa krav på verksamheten att inte släppa ut mer av ett ämne än en given kvantitet. I de flesta fall följer man vad som är tillämpligt och sätter villkor för tex organiskt material (BOD, TOC), näringsämnen (t ex kväve) eller metaller. Endast i sällsynta fall sätter man villkor för utsläpp av organiska miljögifter. För ett antal ämnen finns gränsvärden för vad industriellt avloppsvatten får innehålla. Dessa anges i Naturvårdsverkets föreskrifter (SNFS 1995:7). Flera av dessa ämnen är idag förbjudna eller kraftigt reglerade i Sverige genom Kemikalieinspektionens föreskrifter (KIFS 1994:12 och KIFS 1998:8).

Enligt miljöbalken ska alla verksamheter dels bedriva egenkontroll avseende den egna miljöfarliga verksamheten, dels undersöka vilka effekter verksamheten har på omgivningen. Alla verksamheter som har utsläpp till vatten har alltså skyldighet att kontrollera att havsmiljön inte påverkas av verksamheten. Inom den samordnade recipientkontrollen driver företag och kommuner gemensamma kontrollprogram där undersökningar av miljögifter i den marina miljön ingår.

Utöver denna kontroll sker miljöövervakning av miljögifter i den marina miljön, såväl som i andra miljöer. Länsstyrelsen i Skåne är ansvarig för den regionala övervakningen. I samarbete med Naturvårdsverket, som ansvarar för den nationella övervakningen, pågår undersökning av ett stort

antal ämnen i tex fisk, sediment och avloppsvatten. Målsättningen är att få ett betydligt bättre kunskapsunderlag vad gäller dessa ämnen och att på sikt följa utvecklingen för ett antal av dessa ämnen som upptäckts i höga halter.

Som en del av åtgärderna inom miljömålet Giftfri miljö har Kemikalieinspektionen tagit fram riktvärden för bekämpningsmedel i ytvatten (Riktvärden för växtskyddsmedel i ytvatten. Beskrivning av den svenska metoden, maj 2004). Riktvärden är inte juridiskt bindande, utan ska användas som ett vägledande instrument för att kunna utvärdera data från miljöövervakningen.

### Udledning fra skibsfart

I den danske "lov om beskyttelse af havmiljøet" er alle fartøjer og platforme på dansk søterritorium omfattet af regulering af udledninger, dog er kun lystfartøjer bygget efter 1. januar 2000 omfattet af reglerne om opbevaring af kloakspildevand.

Ifølge loven er enhver form for dumpning af stoffer eller udtømmning af affald forbudt. Der kan dog udledes kloakspildevand under anvendelse af et godkendt anlæg til behandling af kloakspildevand. Det er Søfartsstyrelsen der godkender anlæg til behandling af kloakspildevand mens det er Miljøministeren der skal føre tilsyn med overholdelse af loven.

### Tributyltin (TBT) fra større skibe

Danmark har som et af de første lande i verden ratificeret en international IMO aftale om forbud mod TBT i antibegrøningsmidler i skibes bundmalinger. Aftalen er endnu ikke trådt i kraft da den kræver ratificering af mindst 25 % lande der repræsenterer mindst 25 % af verdenshandelsflådens bruttotonnage.

EU, dvs. både Danmark og Sverige, har besluttet ikke at afvente ratificering af IMO aftalen om forbud mod anvendelse af TBT, og har derfor udstedt et direktiv om forbud mod anvendelse af TBT i skibes bundmaling på europæiske værfter fra 1. januar 2003.

For lystfartøjer under 25 meters længde har påføring af TBT været forbudt siden 1991.

Når det gælder utslæp fra fartyg, tex olja och TBT, gäller samma regler i Sverige som för övriga EU- och Östersjöländer.

### Klapning

Klapning er dumpning af optaget havbundsmateriale. I Danmark kræver klapning tilladelse jf. "Lov om beskyttelse af havmiljøet", kapitel 9, § 25 og gives af de regionale myndigheder (amterne) og i Københavns Kommune af kommunalbestyrelsen. Tilsyn med klapning foretages ligeledes af amterne og i København af Københavns Kommune.

Til loven er der udstedt en bekendtgørelse (nr. 975 af 19. december 1986) om dumpning af optaget havbundsmateriale. Bekendtgørelsen indeholder bestemmelser om en lang række tungmetaller og miljøfremmede stoffer der ikke må forekomme i væsentlige mængder og koncentrationer i klapmaterialet. En vejledning til præcisering af bekendtgørelsen har været under udarbejdelse i en årrække, men er endnu ikke færdiggjort. Der kan derfor være mindre forskelle i administrationspraksis mellem de tilladelsesgivende myndigheder.

I Sverige gäller ett generellt förbud mot att dumpa avfall, inklusive muddermassor, till havs.

### Bidrag fra atmosfæren

Danske virksomheder der foretager energiproduktion ved forbrænding og forbrændingsanlæg udleder forurenende stoffer til atmosfæren, der kan tilføres Øresund ved nedfald. Forurenende virksomheder er jf. "Lov om miljøbeskyttelse" kapitel 5 omfattet af regulering og må ikke anlægges eller påbegyndes før der er meddelt godkendelse heraf. Alle større virksomheder (kraftværker, forbrændingsanlæg mv.) reguleres og tilses af amterne og i København af Københavns Kommune.

Ved forbrændingsprocesser frigives der tungmetaller og dannes en række PAH'er, dioxiner, partikler mv. Udledningen af disse stoffer er omfattet af virksomhedens godkendelse jf. miljøbeskyttelseslovens kapitel 5.

Udstødningsgasserne fra skibenes motorer indeholder en række stoffer med varierende grad af skadevirkninger på sundhed og miljø. De stoffer der især er opmærksomhed på fra skibstrafikken, er udledningen af kvælstofoxid ( $\text{NO}_x$ ), svovldioxid ( $\text{SO}_2$ ) og partikler ( $\text{PM}_{10}$ ). I Danmark står skibstrafikken for ca. 20 % af det samlede  $\text{NO}_x$ -udslip og ca. 75 % af det samlede  $\text{SO}_2$ -udslip fra indenrigstrafikken (vej- og jernbane – samt med skibe og fly mellem to danske destinationer).  $\text{SO}_2$ -udslippet fra international skibstrafik er hele 9 gange større end udslippet fra den samlede danske transport.

Miljøregulering af skibstrafikken sker primært på baggrund af internationale aftaler og krav til brændsler, motortyper mv. EU-direktiv (1999/32/EF) om begrænsning af svovlindholdet i visse flydende brændsler, er implementeret i dansk lovgivning ved bekendtgørelse nr. 580 af 22. juni 2000. Bekendtgørelsen fastsætter grænser for svovlindholdet i visse flydende brændstoffer. Bekendtgørelsen stiller kun krav til svovlindholdet i marinegasolie der typisk anvendes i hurtigfærger og mindre fartøjer. Andre brændstofkvaliteter (fuelolie mv.) er ikke omfattet af bekendtgørelsen, hvis de anvendes af skibe. Netop disse brændstofkvaliteter anvendes typisk i de større, konventionelle skibe. Samtidig er bekendtgørelsen ikke gældende for skibe, der krydser grænsen til EU.

Herudover fastsætter FN's søfartsorganisation (IMO) en række internationale regler for skibsfarten. Der er således fastsat grænseværdier for  $\text{NO}_x$ -emissioner fra skibsmotorer og for svovlindholdet i skibenes brændstoffer (MARPOL-konventionens annex IV). Endelig har Europa-Kommissionen fremlagt en strategi for tiltag til reduktion af emissionerne fra skibstrafikken, for bl.a.  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$  og  $\text{PM}_{10}$ .

## Kvalitetskrav og grænseværdier

Sverige har i dag inga generella miljökvalitetsnormer för vatten. Naturvårdsverket fick år 2000 i uppdrag av Regeringen att upprätta ett program för att begränsa föroreningar i vatten så som avses i direktivet (76/464/EEG) om utsläpp av vissa farliga ämnen. I Naturvårdsverkets rapport från 2002 (SN rpt 5204) anges förslag på gränsvärden för ytvatten för organiska ämnen som inte omfattas av SNFS 1995:7, samt ges förslag på nödvändiga ändringar i miljöbalken. I det fortsatta arbetet med miljökvalitetsnormer för organiska miljögifter i vatten har man i Sverige tagit beslutet att invänta det arbete som sker med anledning av implementering av ramdirektivet för vatten (2000/60/EG), se vidare Naturvårdsverkets rapport (SN rpt 5287).

I Sverige arbejder man med et klassificeringssystem for miljøkvalitet. Naturvårdsverket udarbejdede i 1999 "*Bedömningsgrunder för miljö, kust och hav*" som er et klassificeringssystem for indholdet af miljøfarlige stoffer i sediment og fiskelever samt sammenlignings-/referenceværdier for disse stoffers koncentrationer i sediment, fiskelever samt i blåmuslinger, østersmuslinger og tang. Sammenlignings-/referenceværdier kan benyttes til at vurdere en tilstandsklasse samt en afvigelsesklasse og på denne måde får man et redskab til at beskrive miljøets tilstand med hensyn til de miljøfarlige stoffer. Der findes dog i Sverige enkelte miljökvalitetsnormer for vand. Det som finns för vatten gäller fisk- och musselvatten (SFS 2001:554). Normerna för organiska ämnen är dock inte satta som gränsvärden utan är generellt hållna. Halten av organiska halogenföreningar får tex inte överstiga den koncentration som har skadliga följder för fisk eller musslor.

I havområdene som omgiver Øresund er der, udover danske og svenske forslag til kvalitetskrav/grænseværdier, yderligere 3 forslag som medtages i denne rapport:

- I Norge har Statens Forurensningstilsyn, ligesom i Sverige, udarbejdet et klassificeringssystem for tungmetaller og organiske miljøfarlige stoffer i vand, sediment, tang, blåmuslinger, strandsnegle og fisk.

- OSPAR (Oslo Paris Kommissionen) har med "Agreement" af 2-5. september 1997 opstillet en række kvalitetskrav til indholdet af tungmetaller og visse organiske miljøfarlige stoffer for vand, sediment, fisk og muslinger.

- Endelig er også EU i forbindelse med Vandrammedirektivet begyndt at opstille kvalitetskrav for de 42 stoffer som findes i datterdirektivet "*om vedtagelse af en liste over prioriterede 16 stoffer inden for vandpolitik ....*" af 20. november 2001. Medio 2004 er der lavet forslag til kvalitetskrav for 27 stoffer i vand.

I det følgende er gengivet de kvalitetskrav, som gælder i den danske bekendtgørelse 921, de kravværdier som gælder for klasse 1 (sammenligningsværdier ~ referenceværdier) i Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder og klasse 1 i Norges Forurensningstilsyns klassificeringssystem, OSPAR'S foreslåede grænseværdier samt EU's forslag til grænseværdier i henhold til Vandrammedirektivet.

Grænseværdier for stofferne i de efterfølgende tabeller er fremkommet på baggrund af laboratorieundersøgelser. Oftest undersøges organismernes evne til at overleve forskellige koncentrationer af et stof. Den koncentration, hvorved 50 % af organismerne overlever, kaldes LC 50 og er den mest almindelige faktor, der undersøges. For at få et bredt vurderingsgrundlag undersøges stoffets effekt på organismer fra tre led i fødekæden. De tre led fra fødekæden der indgår i den samlede vurdering er fytoplankton (mikroskopiske alger), zooplankton (vandlopper) og fisk. Supplerende undersøgelser af stoffernes virkning på forskellige fysiologiske funktioner, som for eksempel vækst og formering indgår i den samlede vurdering, i det omfang de findes.

Tabellerne er delt efter stofgruppe, hvor kun de overordnede er medtaget for overskuelighedens skyld. For at se de fulde lister (primært fra bekendtgørelse 921) henvises til denne.

## Tungmetaller

Tungmetallerne er en stofgruppe som har været undersøgt længe, og hvis miljøfarlige egenskaber har været kendt længe. Derfor er det også den stofgruppe som har flest kvalitetskrav knyttet til sig. Disse dækker både indholdet af tungmetaller i vand, sediment, tang, muslinger og snegle samt fisk.

Tablet 17. Sammenligning af kvalitetskrav for tungmetaller i havvand

Stofnavn	CAS-nr	Stofgruppe	Matrice	Bekendtgørelse	Statens	OSPAR,97/15/1	Forslag VRD	Enhed
				921	Forurensningstilsyn	annex6		
Arsen	7440-38-2	Tungmetaller	Vand	4	<2	1-10		µg/l
Bly	7439-92-1	Tungmetaller	Vand	5,6	<0,05	0,5-5	1	µg/l
Kadmium	7440-43-9	Tungmetaller	Vand	2,5	<0,03	0,01-0,1	0,08	µg/l
Kobber	7440-50-8	Tungmetaller	Vand	2,9	<0,3	0,005-0,05		µg/l
Krom	7440-47-3	Tungmetaller	Vand	1	<0,2	1-10		µg/l
Kviksølv	7439-97-6	Tungmetaller	Vand	0,3	<0,001	0,005-0,05	0,036	µg/l
Nikkel	7440-02-0	Tungmetaller	Vand	8,3	<0,5	0,1-1	0,6	µg/l
Zink	7440-66-6	Tungmetaller	Vand	86	<1,5	0,5-5		µg/l

Tablet 18. Sammenligning af kvalitetskrav for tungmetaller i sediment.

Stofnavn	CAS-nr	Stofgruppe	Matrice	Naturvårdsverket	Statens	OSPAR,97/15/1	Enhed
					Forurensningstilsyn	annex6	
Arsen	7440-38-2	Tungmetaller	Sediment	10	<20	1-10	mg/kg TS
Bly	7439-92-1	Tungmetaller	Sediment	25	<30	5-50	mg/kg TS
Kadmium	7440-43-9	Tungmetaller	Sediment	0,2	<0,25	0,1-1	mg/kg TS
Kobber	7440-50-8	Tungmetaller	Sediment	15	<35	5-50	mg/kg TS
Kobolt	7440-48-4	Tungmetaller	Sediment	12			mg/kg TS
Krom	7440-47-3	Tungmetaller	Sediment	40	<70	10-100	mg/kg TS
Kviksølv	7439-97-6	Tungmetaller	Sediment	0,04	<0,15	0,05-0,5	mg/kg TS
Nikkel	7440-02-0	Tungmetaller	Sediment	30	<30	5-50	mg/kg TS
Zink	7440-66-6	Tungmetaller	Sediment	85	<150	50-500	mg/kg TS

Tablet 19. Sammenligning af kvalitetskrav for tungmetaller i tang.

Stofnavn	CAS-nr	Stofgruppe	Matrice	Naturvårdsverket	Statens Forurensningstilsyn	Enhed
Arsen	7440-38-2	Tungmetaller	Blæretang	20	<50	mg/kg TS
Bly	7439-92-1	Tungmetaller	Blæretang	0,3	<1	mg/kg TS
Kadmium	7440-43-9	Tungmetaller	Blæretang	0,9	<1,5	mg/kg TS
Kobber	7440-50-8	Tungmetaller	Blæretang	2,5	<5	mg/kg TS
Krom	7440-47-3	Tungmetaller	Blæretang	0,2	<1	mg/kg TS
Kviksølv	7439-97-6	Tungmetaller	Blæretang		<0,05	mg/kg TS
Nikkel	7440-02-0	Tungmetaller	Blæretang	3,5	<5	mg/kg TS
Zink	7440-66-6	Tungmetaller	Blæretang	40	<150	mg/kg TS

Tabel 20. Sammenligning af kvalitetskrav for tungmetaller i muslinger og snegle.

Stofnavn	CAS-nr	Stofgruppe	Matrice	Naturvårdsverket	Statens Forurensningstilsyn	Enhed
Arsen	7440-38-2	Tungmetaller	Alm. Strandsnegl		<30	mg/kg TS
Arsen	7440-38-2	Tungmetaller	Blåmusling		<10	mg/kg TS
Bly	7439-92-1	Tungmetaller	Alm. Strandsnegl		<10	mg/kg TS
Bly	7439-92-1	Tungmetaller	Blåmusling		<3	mg/kg TS
Bly	7439-92-1	Tungmetaller	Blåmusling, vesterhavet	0,9		mg/kg TS
Bly	7439-92-1	Tungmetaller	Blåmusling, Østersøen	2		mg/kg TS
Bly	7439-92-1	Tungmetaller	Østersømusling	2		mg/kg TS
Kadmium	7440-43-9	Tungmetaller	Alm. Strandsnegl		<2	mg/kg TS
Kadmium	7440-43-9	Tungmetaller	Blåmusling		<2	mg/kg TS
Kadmium	7440-43-9	Tungmetaller	Blåmusling, vesterhavet	1,3		mg/kg TS
Kadmium	7440-43-9	Tungmetaller	Blåmusling, Østersøen	4		mg/kg TS
Kadmium	7440-43-9	Tungmetaller	Østersømusling	0,4		mg/kg TS
Kobber	7440-50-8	Tungmetaller	Alm. Strandsnegl		<150	mg/kg TS
Kobber	7440-50-8	Tungmetaller	Blåmusling		<10	mg/kg TS
Kobber	7440-50-8	Tungmetaller	Blåmusling, vesterhavet	8		mg/kg TS
Kobber	7440-50-8	Tungmetaller	Blåmusling, Østersøen	10		mg/kg TS
Kobber	7440-50-8	Tungmetaller	Østersømusling	20		mg/kg TS
Krom	7440-47-3	Tungmetaller	Alm. Strandsnegl		<3	mg/kg TS
Krom	7440-47-3	Tungmetaller	Blåmusling		<3	mg/kg TS
Krom	7440-47-3	Tungmetaller	Blåmusling, Østersøen	2		mg/kg TS
Krom	7440-47-3	Tungmetaller	Østersømusling	2		mg/kg TS
Kviksølv	7439-97-6	Tungmetaller	Alm. Strandsnegl		<0,5	mg/kg TS
Kviksølv	7439-97-6	Tungmetaller	Blåmusling		<0,2	mg/kg TS
Kviksølv	7439-97-6	Tungmetaller	Blåmusling, vesterhavet	0,5		mg/kg TS
Kviksølv	7439-97-6	Tungmetaller	Blåmusling, Østersøen	0,2		mg/kg TS
Kviksølv	7439-97-6	Tungmetaller	Østersømusling	0,2		mg/kg TS
Nikkel	7440-02-0	Tungmetaller	Alm. Strandsnegl		<10	mg/kg TS
Nikkel	7440-02-0	Tungmetaller	Blåmusling		<5	mg/kg TS
Nikkel	7440-02-0	Tungmetaller	Blåmusling, vesterhavet	1		mg/kg TS
Nikkel	7440-02-0	Tungmetaller	Blåmusling, Østersøen	4		mg/kg TS
Nikkel	7440-02-0	Tungmetaller	Østersømusling	4		mg/kg TS
Tin	7440-31-5	Tungmetaller	Blåmusling, vesterhavet	0,2		mg/kg TS
Tin	7440-31-5	Tungmetaller	Blåmusling, Østersøen	1		mg/kg TS
Zink	7440-66-6	Tungmetaller	Alm. Strandsnegl		<100	mg/kg TS
Zink	7440-66-6	Tungmetaller	Blåmusling		<200	mg/kg TS
Zink	7440-66-6	Tungmetaller	Blåmusling, Østersøen	120		mg/kg TS
Zink	7440-66-6	Tungmetaller	Østersømusling	300		mg/kg TS

Tabel 21. Sammenligning af kvalitetskrav for tungmetaller i fisk.\* bemærk anden enhed.

Stofnavn	CAS-nr	Stofgruppe	Matrice	Naturvårdsverket	Statens Forurensningstilsyn	Enhed
Arsen	7440-38-2	Tungmetaller	Ålekvabbe, muskel, Vesterhavet	0,15*		mg/kg VV
Bly	7439-92-1	Tungmetaller	Abborre, lever	0,04		mg/kg TS
Bly	7439-92-1	Tungmetaller	Sild, lever	0,05		mg/kg TS
Bly	7439-92-1	Tungmetaller	Ålekvabbe, lever, Østersøen	0,03		mg/kg TS
Bly	7439-92-1	Tungmetaller	Ålekvabbe, muskel, Vesterhavet	0,05*		mg/kg VV
Kadmium	7440-43-9	Tungmetaller	Abborre, lever	0,2		mg/kg TS
Kadmium	7440-43-9	Tungmetaller	Sild, lever	0,3		mg/kg TS
Kadmium	7440-43-9	Tungmetaller	Ålekvabbe, lever, Østersøen	0,35		mg/kg TS
Kadmium	7440-43-9	Tungmetaller	Ålekvabbe, muskel, Vesterhavet	0,005*		mg/kg VV
Kobber	7440-50-8	Tungmetaller	Abborre, lever	7		mg/kg TS
Kobber	7440-50-8	Tungmetaller	Sild, lever	7		mg/kg TS
Kobber	7440-50-8	Tungmetaller	Ålekvabbe, lever, Østersøen	7,6		mg/kg TS
Kobber	7440-50-8	Tungmetaller	Ålekvabbe, muskel, Vesterhavet	0,7*		mg/kg VV
Krom	7440-47-3	Tungmetaller	Abborre, lever	0,1		mg/kg TS
Krom	7440-47-3	Tungmetaller	Sild, lever	0,2		mg/kg TS
Krom	7440-47-3	Tungmetaller	Ålekvabbe, lever, Østersøen	0,15		mg/kg TS
Kviksølv	7439-97-6	Tungmetaller	Abborre, muskel	0,04*		mg/kg VV
Kviksølv	7439-97-6	Tungmetaller	Sild, muskel	0,01*		mg/kg VV
Kviksølv	7439-97-6	Tungmetaller	Torsk, muskel		<0,1*	mg/kg VV
Kviksølv	7439-97-6	Tungmetaller	Ålekvabbe, muskel, Østersøen	0,03*		mg/kg VV
Nikkel	7440-02-0	Tungmetaller	Abborre, lever	0,06		mg/kg TS
Nikkel	7440-02-0	Tungmetaller	Sild, lever	0,1		mg/kg TS
Nikkel	7440-02-0	Tungmetaller	Ålekvabbe, lever, Østersøen	0,2		mg/kg TS
Nikkel	7440-02-0	Tungmetaller	Ålekvabbe, muskel, Vesterhavet	0,35*		mg/kg VV
Zink	7440-66-6	Tungmetaller	Abborre, lever	65		mg/kg TS
Zink	7440-66-6	Tungmetaller	Sild, lever	63		mg/kg TS
Zink	7440-66-6	Tungmetaller	Ålekvabbe, lever, Østersøen	97		mg/kg TS

## De alifatiske kulbrinter

Der findes ingen kvalitetskrav for de alifatiske kulbrinter, sikkert pga. af deres mindre giftighed.

## De aromatiske kulbrinter

For de aromatiske kulbrinter findes der kun få forsøg på at fastsætte grænseværdier og kvalitetskrav, og kun for naphthalen findes der forslag til grænseværdier i sediment og muslinger.

Tabel 22. Sammenligning af kvalitetskrav for aromatiske kulbrinter i vand, muslinger og sediment.

Stofnavn	CAS-nr	Stofgruppe	Matrice	Bekendtgørelse 921	OSPAR,97/15/1 annex6	Forslag VRD	Enhed
Benzen	71-43-2	Aromatiske kulbrinter	Vand	2		16	µg/l
Biphenyl	92-52-4	Aromatiske kulbrinter	Vand	1			µg/l
Ethylbenzen	100-41-4	Aromatiske kulbrinter	Vand	10			µg/l
Naphthalen	91-20-3	Aromatiske kulbrinter	Muslinger		0,5-5		mg/kg TS
Naphthalen	91-20-3	Aromatiske kulbrinter	Sediment		0,05-0,5		mg/kg TS
Naphthalen	91-20-3	Aromatiske kulbrinter	Vand	1	5-50	2,4	µg/l
Toluen	108-88-3	Aromatiske kulbrinter	Vand	10			µg/l
Xylener	106-42-3, 108-38-3, 1330-20-7, 95-47-6	Aromatiske kulbrinter	Vand	10			µg/l

## De polyaromatiske kulbrinter (PAH)

PAH'erne er stærkt giftige og har højt potentiale for at binde sig til sedimenter og væv. Trods det findes der kun for en lille del af PAH'erne forslag til eller gældende kvalitetskrav. Dette gælder for vand, sediment og muslinger.

Tabel 23. Sammenligning af kvalitetskrav for polyaromatiske kulbrinter (PAH) i vand, muslinger og sediment.

Stofnavn	CAS-nr	Stofgruppe	Matrice	Bekendtgørelse 921	Naturvårdsverket	Statens Forurensningstilsyn	OSPAR,97/15/1an nex6	Forslag VRD	Enhed
Anthracen	120-12-7	PAH	Muslinger				0,005-0,05		mg/kgTS
Anthracen	120-12-7	PAH	Sediment		0-0,002		0,05-0,5		mg/kgTS
Anthracen	120-12-7	PAH	Vand	0,01			0,001-0,01	0,063	µg/l
Benz(a)anthracen	56-55-3	PAH	Sediment		0-0,010		0,1-1		mg/kgTS
Benz(a)pyren	50-32-8	PAH	Muslinger				5-50		mg/kgTS
Benz(a)pyren	50-32-8	PAH	Muslinger			<0,001			mg/kgVV
Benz(a)pyren	50-32-8	PAH	Sediment		0-0,02	<0,01	0,1-1		mg/kgTS
Benz(a)pyren	50-32-8	PAH	Vand				0,01-0,1	0,05	µg/l
Benz(b)fluoranthener		PAH	Sediment		0-0,05				mg/kgTS
Benz(ghi)perylene	191-24-2	PAH	Sediment		0-0,03				mg/kgTS
Benz(k)fluoranthener		PAH	Sediment		0-0,02				mg/kgTS
Chrysen	218-01-9	PAH	Sediment		0-0,013		0,1-1		mg/kgTS
Fluoranthren	206-44-0	PAH	Muslinger				1-10		mg/kgTS
Fluoranthren	206-44-0	PAH	Sediment		0-0,02		0,5-5		mg/kgTS
Fluoranthren	206-44-0	PAH	Vand				0,01-0,1	0,12	µg/l
Indeno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5	PAH	Sediment		0-0,05				mg/kgTS
Phenanthren	85-01-8	PAH	Muslinger				5-50		mg/kgTS
Phenanthren	85-01-8	PAH	Sediment		0-0,01		0,1-1		mg/kgTS
Phenanthren	85-01-8	PAH	Vand				0,5-5		µg/l
Pyren	129-00-0	PAH	Muslinger				1-10		mg/kgTS
Pyren	129-00-0	PAH	Sediment		0-0,012		0,05-0,5		mg/kgTS
Pyren	129-00-0	PAH	Vand				0,05-0,5		µg/l
sum PAH		PAH	Muslinger			<0,05			mg/kgVV
sum PAH		PAH	Sediment		0-0,28	<0,3			mg/kgTS
PAH, alle stoffer undt. Antracen		PAH	Vand	0,001					µg/l

## De halogenerede alifatiske kulbrinter

For de halogenerede alifatiske kulbrinter findes alene kvalitetskrav til indholdet i vand.

Tabel 24. Sammenligning af kvalitetskrav for halogenerede alifatiske kulbrinter i vand.

Stofnavn	CAS-nr	Stofgruppe	Matrice	Bekendtgørelse 921	Forslag VRD	Enhed
1,1,1-trichlorethan	71-55-6	Halogenerede alifatiske kulbrinter	Vand	100		µg/l
1,1,2-trichlorethan	79-00-5	Halogenerede alifatiske kulbrinter	Vand	100		µg/l
1,1-dichlorethylen	75-35-4	Halogenerede alifatiske kulbrinter	Vand	100		µg/l
1,2-dichlorethan	107-06-2	Halogenerede alifatiske kulbrinter	Vand	10		µg/l
1,2-dichlorpropan	78-87-5	Halogenerede alifatiske kulbrinter	Vand	10		µg/l
1,3-dichlorpropan	542-75-6	Halogenerede alifatiske kulbrinter	Vand	10		µg/l
3-chlorpropan(allylchlorid)	107-05-1	Halogenerede alifatiske kulbrinter	Vand	100		µg/l
carbontetrachlorid(tetrachlormethan)	56-23-5	Halogenerede alifatiske kulbrinter	Vand	10		µg/l
dichlormethan	75-09-2	Halogenerede alifatiske kulbrinter	Vand	10	8,2	µg/l
hexachlorbutadien	87-68-3	Halogenerede alifatiske kulbrinter	Vand	0,1	<0,003	µg/l
hexachlorethan	67-72-1	Halogenerede alifatiske kulbrinter	Vand	10		µg/l
tetrachlorethylen	127-18-4	Halogenerede alifatiske kulbrinter	Vand	10	10	µg/l
tetrachlormethan	56-23-5	Halogenerede alifatiske kulbrinter	Vand		7,2	µg/l
trichlorethylen	79-01-6	Halogenerede alifatiske kulbrinter	Vand	10	10	µg/l
Trichlormethan,chloroform	67-66-3	Halogenerede alifatiske kulbrinter	Vand	10	3,85	µg/l



## De halogenerede aromatiske kulbrinter

For de halogenerede aromatiske kulbrinter findes kvalitetskrav for flere stoffer og matricer, selvom hovedvægten stadig findes på indholdet i vandfasen.

Tabel 25. Sammenligning af kvalitetskrav for halogenerede aromatiske kulbrinter i vand, sediment, muslinger og fisk.

Stofnavn	CAS-nr	Stofgruppe	Matrice	Bekendtgørelse Ise 921	Naturvårdsverket	Statens Forurensningstil	Forslag VRD	Enhed
hexachlorbenzen(HCB)	118-74-1	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Abborre, lever		0,004			mg/kgfedtvægt
hexachlorbenzen(HCB)	118-74-1	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Sild, lever		0,006			mg/kgfedtvægt
hexachlorbenzen(HCB)	118-74-1	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Ålekvalbe, lever		0,01			mg/kgfedtvægt
hexachlorbenzen(HCB)	118-74-1	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Torsk, lever			<20		µg/kgVV
hexachlorbenzen(HCB)	118-74-1	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Torsk, muskel			<0,2		µg/kgVV
hexachlorbenzen(HCB)	118-74-1	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Skrubbe, muskel			<0,2		µg/kgVV
hexachlorbenzen(HCB)	118-74-1	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Sild, muskel			<2		µg/kgVV
hexachlorbenzen(HCB)	118-74-1	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Blåmusling			<0,1		µg/kgVV
hexachlorbenzen(HCB)	118-74-1	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Sediment		0-0,04	<0,5		µg/kgTS
1,2,4,5-tetrachlorbenzen	95-94-3	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	10				µg/l
1,2,4-trichlorbenzen	120-82-1	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	0,1				µg/l
1,2-dichlorbenzen	95-50-1	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	10				µg/l
1,3-dichlorbenzen	541-73-1	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	10				µg/l
1,4-dichlorbenzen	106-46-7	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	10				µg/l
1-chlor-2-nitrobenzen	88-73-3	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	1				µg/l
1-chlor-3-nitrobenzen	121-73-3	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	1				µg/l
1-chlor-4-nitrobenzen	100-00-5	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	1				µg/l
1-chlornaphthalen	90-13-1	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	1				µg/l
2-chloranilin	95-51-2	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	10				µg/l
2-chlortoluen	95-49-8	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	1				µg/l
3-chloranilin	108-42-9	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	10				µg/l
3-chlortoluen	108-41-8	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	1				µg/l
4-chlor-2-nitrotoluen	89-59-8	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	1				µg/l
4-chloranilin	106-47-8	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	10				µg/l
4-chlortoluen	106-43-4	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	1				µg/l
benzylchlorid(alfa-chlortoluen)	100-44-7	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	10				µg/l
chlorbenzen	108-90-7	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	1				µg/l
chlornaphthalener(tekniskbladnig)	25586-43-0	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	0,01				µg/l
chlornitrotoluener		Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	1				µg/l
dichloraniliner, Benzenamine, 2,5-dichlor	95-82-9	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	1				µg/l
dichloraniliner, Benzenamine, 3,4-dichlor	95-76-1	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	1				µg/l
dichlornitrobenzener		Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	1				µg/l
hexachlorbenzen(HCB)	118-74-1	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	0,01				µg/l
Pentachlorbenzen	608-93-5	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand				0,008	µg/l
trichlorbenzen(tekniskbl.)	12002-48-1	Halogenerede aromatiske kulbrinter	Vand	0,1			<0,05	µg/l
							1,8	µg/l

## Chlorphenoler og polychlorede biphenyler

For de chlorerede phenoler findes der alene kvalitetskrav i den danske bekendtgørelse 921, samt et enkelt forslag i forbindelse med vandrammedirektivet og kun for matricen vand.

For de polychlorede biphenyler (PCB-erne) findes der derimod flere kvalitetskrav og i flere matricer. Dette hænger sammen med dels en tidlig erkendelse af PCB-ernes giftighed og dels, at de er fundet overalt i miljøet og ophobes i fødekæderne.

Tabel 26. Sammenligning af kvalitetskrav for de chlorerede phenoler i vand.

Stofnavn	CAS-nr	Stofgruppe	Matrice	Bekendtgørelse 921	Forslag VRD	Enhed
2,4-dichlorphenol	120-83-2	Chlorphenoler	Vand	10		µg/l
2,6-dichlorphenol	87-65-0	Chlorphenoler	Vand	35		µg/l
chlorphenyl	60757-09-9	Chlorphenoler	Vand	0,1		µg/l
pentachlorphenol	87-86-5	Chlorphenoler	Vand	1	0,1	µg/l
pentachlorphenol	87-86-5	Chlorphenoler	Vand			µg/l
trichlorphenoler	88-06-2	Chlorphenoler	Vand	1		µg/l
trichlorphenoler	95-95-4	Chlorphenoler	Vand	1		µg/l

Tabel 27. Sammenligning af kvalitetskrav for de polychlorede biphenyler (PCB) i vand, sediment, muslinger og fisk.

Stofnavn	CAS-nr	Stofgruppe	Matrice	Bekendtgørelse 921	Naturvårdsve rket	Statens Forurensningstilsyn	OSPAR,97/15/ 1 annex6	Enhed
PCB-101	37680-73-2	Polychlorede biphenyler	Sediment		0-0,16			µg/kgTS
PCB-118	31508-00-6	Polychlorede biphenyler	lever, abborre		0,008			mg/kgfedtvægt
PCB-118	31508-00-6	Polychlorede biphenyler	lever,sild		0,008			mg/kgfedtvægt
PCB-118	31508-00-6	Polychlorede biphenyler	lever,ålekvabbe		0,006			mg/kgfedtvægt
PCB-118	31508-00-6	Polychlorede biphenyler	Sediment		0-0,15			µg/kgTS
PCB-138	35065-28-2	Polychlorede biphenyler	Sediment		0-0,3			µg/kgTS
PCB-153	35065-27-1	Polychlorede biphenyler	lever, abborre		0,02			mg/kgfedtvægt
PCB-153	35065-27-1	Polychlorede biphenyler	lever,sild		0,02			mg/kgfedtvægt
PCB-153	35065-27-1	Polychlorede biphenyler	lever,ålekvabbe		0,04			mg/kgfedtvægt
PCB-153	35065-27-1	Polychlorede biphenyler	Sediment		0-0,03			µg/kgTS
PCB-180	35065-29-3	Polychlorede biphenyler	Sediment		0-0,1			µg/kgTS
PCB-28	7012-37-5	Polychlorede biphenyler	Sediment		0-0,06			µg/kgTS
PCB-52	35693-99-3	Polychlorede biphenyler	Sediment		0-0,06			µg/kgTS
Sum PCB 7	1336-36-3	Polychlorede biphenyler	Fisk				1-10	µg/kgVV
Sum PCB 7	1336-36-3	Polychlorede biphenyler	lever,torsk			<500		µg/kgVV
Sum PCB 7	1336-36-3	Polychlorede biphenyler	muskel, sild			<50		µg/kgVV
Sum PCB 7	1336-36-3	Polychlorede biphenyler	muskel, skrubbe			<5		µg/kgVV
Sum PCB 7	1336-36-3	Polychlorede biphenyler	muskel, torsk			<5		µg/kgVV
Sum PCB 7	1336-36-3	Polychlorede biphenyler	Muslinger			<4	5-50	µg/kgTS
Sum PCB 7	1336-36-3	Polychlorede biphenyler	Sediment		0-5	<5	1-10	µg/kgTS
Sum PCB 7	1336-36-3	Polychlorede biphenyler	Sediment					µg/kgTS
Sum PCB 7	1336-36-3	Polychlorede biphenyler	vand fersk og marin	0,01				µg/l

## Blødgørere

Selvom blødgørere i stigende grad vækker opmærksomhed pga. af flere af stoffernes hormonforstyrrende virkninger, findes der kun forslag til kvalitetskrav i forhold til vandrammedirektivet. Det vil sige at der ikke findes retningslinier for indholdet af blødgørere i miljøet i dag.

Tabel 28. Sammenligning af kvalitetskrav for blødgørere i vand.

Stofnavn	CAS-nr	Stofgruppe	Matrice	Forslag VRD	Enhed
DEPH	117-81-7	Blødgørere	Vand	0,33	µg/l
Nonylphenoler	25154-52-3	Blødgørere	Vand	0,33	µg/l

## Organiske tinforbindelser

De organiske tinforbindelser er meget giftige for havmiljøets organismer, ligesom det ophobes i sediment og væv. Trods dette findes der kun få (Norge og OSPAR), som har foreslået kvalitetskrav for organiske tinforbindelser i sediment og organismer.

Tabel 29. Sammenligning af kvalitetskrav for organotinforbindelser i vand, muslinger og sediment.

Stofnavn	CAS-nr	Stofgruppe	Matrice	Bekendtgørelse 921	Statens Forurensningstilsyn	OSPAR,97/15/1 annex6	Forslag VRD	Enhed
DBT,oxid	818-08-6	Organotinforbindelser	Vand	0,01				µg/l
dibutylindichlorid	683-18-1	Organotinforbindelser	Vand	0,01				µg/l
dibutyltinsalte		Organotinforbindelser	Vand	0,01				µg/l
TBT	688-73-3	Organotinforbindelser	Vand				0,0001	µg/l
TBT,oxide	56-35-9	Organotinforbindelser	Muslinger		<0,1	0,001-0,01		mg/kgTS
TBT,oxide	56-35-9	Organotinforbindelser	Sediment		<0,001	0,000005-0,00005		mg/kgTS
TBT,oxide	56-35-9	Organotinforbindelser	Vand	0,001		0,00001-0,0001		µg/l
tetrabutyltin	1461-25-2	Organotinforbindelser	Vand	0,001				µg/l
triphenyltinacetat(fentinetat)	900-95-8	Organotinforbindelser	Vand	0,01				µg/l
triphenyltinchlorid(fentinchlorid)	639-58-7	Organotinforbindelser	Vand	0,01				µg/l
triphenyltinhydroxid(fentinhydroxid)	76-87-9	Organotinforbindelser	Vand	0,01				µg/l

## Pesticider

Pesticiderne er en stor og sammensat stofgruppe, som er defineret ud fra anvendelse og ikke den kemiske oprindelse af stofferne. For pesticiderne findes en lang række kvalitetskrav for både vand, sediment og organismer.

Tabel 30. Sammenligning af kvalitetskrav for pesticider i vand.

Stofnavn	CAS-nr	Stofgruppe	Matrice	Bekendtgørelse 921	OSPAR,97/15/1 annex6	Forslag VRD	Enhed
2,4-D(herunder salte og estere heraf)	94-75-7	Pesticider	Vand	10			µg/l
acrylonitril	107-13-1	Pesticider	Vand	18000			µg/l
aldrin	309-00-2	Pesticider	Vand	0,01			µg/l
atrazin	1912-24-9	Pesticider	Vand	1		0,34	µg/l
azinphos-ethyl	2642-71-9	Pesticider	Vand	0,01			µg/l
azinphos-methyl	86-50-0	Pesticider	Vand	0,01			µg/l
benzocain	94-09-7	Pesticider	Vand	10			µg/l
chlordan	57-74-9	Pesticider	Vand	0,004			µg/l
DDT(herunder metabolitter DDD og DDE)	50-29-3	Pesticider	Vand	0,002			µg/l
demeton	298-03-3	Pesticider	Vand	0,1			µg/l
dichlorvos	62-73-7	Pesticider	Vand	0,001			µg/l
Dieldrin	60-57-1	Pesticider	Vand	0,01			µg/l
dimethoat	60-51-5	Pesticider	Vand	1			µg/l
disulfoton	298-04-4	Pesticider	Vand	0,1			µg/l
Diuron	330-54-1	Pesticider	Vand			0,046	µg/l
endosulfan	115-29-7	Pesticider	Vand	0,001			µg/l
endrin	72-20-8	Pesticider	Vand	0,005			µg/l
epichlorhydrin	106-89-8	Pesticider	Vand	100			µg/l
fenitrothion	122-14-5	Pesticider	Vand	0,01			µg/l
fenthion	55-38-9	Pesticider	Vand	0,01			µg/l
heptachlor	76-44-8	Pesticider	Vand	0,004			µg/l
isodrin	465-73-6	Pesticider	Vand	0,005			µg/l
Isoprutoron	34123-59-6	Pesticider	Vand			0,32	µg/l
Lindan,gamma(HCH)	58-89-9	Pesticider	Vand	0,01	0,0005-0,005	0,02	µg/l
linuron	330-55-2	Pesticider	Vand	1			µg/l
malathion	121-75-5	Pesticider	Vand	0,01			µg/l
mevinphos	7786-34-7	Pesticider	Vand	0,01			µg/l
monolinuron	1746-81-2	Pesticider	Vand	10			µg/l
omethoate	1113-02-6	Pesticider	Vand	0,1			µg/l
oxydemeton-methyl	301-12-2	Pesticider	Vand	0,1			µg/l
oxytetracyklin	14698-29-4	Pesticider	Vand	0,1			µg/l
oxytetracyklin	79-57-2	Pesticider	Vand	0,1			µg/l
oxytetracyklinhydrochloride	2058-46-0	Pesticider	Vand	0,1			µg/l
parathion	56-38-2	Pesticider	Vand	0,01			µg/l
parathion-methyl	298-00-0	Pesticider	Vand	0,01			µg/l
phoxim	14816-18-3	Pesticider	Vand	0,2			µg/l
propanil	709-98-8	Pesticider	Vand	0,1			µg/l
pyrazon/chloridazon	1698-60-8	Pesticider	Vand	0,1			µg/l
pyridin	110-86-1	Pesticider	Vand	800		<1	µg/l
simazin	122-34-9	Pesticider	Vand	1			µg/l
simazin	122-34-9	Pesticider	Vand				µg/l
sulcofenuron	3567-25-7	Pesticider	Vand	10			µg/l
sulfadiazin	68-35-9	Pesticider	Vand	0,1			µg/l
triazophos	24017-47-8	Pesticider	Vand	0,03			µg/l
trifluralin	1582-09-8	Pesticider	Vand	0,1			µg/l

Tabel 31. Sammenligning af kvalitetskrav for pesticider i sediment.

Stofnavn	CAS-nr	Stofgruppe	Matrice	Naturvårdsverket	Statens		OSPAR,97/15/1 annex6	Enhed
					Forurensningstilsyn			
alfa-HCH		Pesticider	Sediment	0-0,01				µg/kgTS
Beta-HCH		Pesticider	Sediment	0-0,03				µg/kgTS
Chlordan,gamma		Pesticider	Sediment	0-0,01				µg/kgTS
Chlordan-alfa		Pesticider	Sediment	0-0,02				µg/kgTS
DDD	72-54-8	Pesticider	Sediment	0-0,13				µg/kgTS
DDE	72-55-9	Pesticider	Sediment	0-0,2		0,5-5		µg/kgTS
DDT	50-29-3	Pesticider	Sediment	0-0,02				µg/kgTS
Dieldrin	60-57-1	Pesticider	Sediment			0,5-5		µg/kgTS
Lindan,gamma(HCH)	58-89-9	Pesticider	Sediment	0-0,01				µg/kgTS
sumChlordan	57-74-9	Pesticider	Sediment	0-0,02				µg/kgTS
SumDDT	50-29-3	Pesticider	Sediment	0-0,2				µg/kgTS
sumDDT	50-29-3	Pesticider	Sediment		<0,5			µg/kgTS
SumHCH		Pesticider	Sediment	0-0,03				µg/kgTS
Trans-nonachlor	39765-80-5	Pesticider	Sediment	0-0,02				µg/kgTS

Tabel 32. Sammenligning af kvalitetskrav for pesticider i organismer.

Stofnavn	CAS-nr	Stofgruppe	Matrice	Naturvårdsverket	Statens Forurensningstilsyn	OSPAR,97/15/1 annex6	Enhed
alfa-HCH		Pesticider	lever, abborre	0,004			mg/kgfedtvægt
alfa-HCH		Pesticider	lever,sild	0,008			mg/kgfedtvægt
alfa-HCH		Pesticider	lever,ålekvabbe	0,01			mg/kgfedtvægt
DDD	72-54-8	Pesticider	lever, abborre	0,004			mg/kgfedtvægt
DDD	72-54-8	Pesticider	lever,sild	0,003			mg/kgfedtvægt
DDD	72-54-8	Pesticider	lever,ålekvabbe	0,006			mg/kgfedtvægt
DDE	72-55-9	Pesticider	Fisk, muskel			0,005-0,05	mg/kgVV
DDE	72-55-9	Pesticider	lever, abborre	0,03			mg/kgfedtvægt
DDE	72-55-9	Pesticider	lever,sild	0,01			mg/kgfedtvægt
DDE	72-55-9	Pesticider	lever,ålekvabbe	0,04			mg/kgfedtvægt
DDE	72-55-9	Pesticider	Muslinger			0,005-0,05	mg/kgTS
DDT	50-29-3	Pesticider	lever, abborre	0,005			mg/kgfedtvægt
DDT	50-29-3	Pesticider	lever,sild	0,005			mg/kgfedtvægt
DDT	50-29-3	Pesticider	lever,ålekvabbe	0,02			mg/kgfedtvægt
Dieldrin	60-57-1	Pesticider	Fisk, muskel			0,005-0,05	mg/kgVV
Dieldrin	60-57-1	Pesticider	Muslinger			0,005-0,05	mg/kgTS
Gamma-lindan(HCH)	58-89-9	Pesticider	lever, abborre	0,004			mg/kgfedtvægt
Gamma-lindan(HCH)	58-89-9	Pesticider	lever,sild	0,007			mg/kgfedtvægt
Gamma-lindan(HCH)	58-89-9	Pesticider	lever,ålekvabbe	0,01			mg/kgfedtvægt
Gamma-lindan(HCH)	58-89-9	Pesticider	Fisk, muskel			0,0005-0,005	mg/kgVV
SumDDT	50-29-3	Pesticider	lever, abborre	0,03			mg/kgfedtvægt
SumDDT	50-29-3	Pesticider	lever,sild	0,03			mg/kgfedtvægt
sumDDT	50-29-3	Pesticider	lever,torsk		<200		µg/kgVV
SumDDT	50-29-3	Pesticider	lever,ålekvabbe	0,06			mg/kgfedtvægt
sumDDT	50-29-3	Pesticider	muskel, sild		<20		µg/kgVV
sumDDT	50-29-3	Pesticider	muskel, skrubbe		<2		µg/kgVV
sumDDT	50-29-3	Pesticider	muskel, torsk		<1		µg/kgVV
sumDDT	50-29-3	Pesticider	Muslinger		<2		µg/kgVV
sumHCH		Pesticider	lever,torsk		<50		µg/kgVV
sumHCH		Pesticider	muskel, sild		<10		µg/kgVV
sumHCH		Pesticider	muskel, skrubbe		<1		µg/kgVV
sumHCH		Pesticider	muskel, torsk		<0,5		µg/kgVV
SumHCH		Pesticider	Muslinger		<1		µg/kgVV

## Grænseværdier for miljøfarlige stoffer i fødevarer

Grænseværdier for indholdet af miljøfarlige stoffer i fødevarer er for både Danmark og Sverige fastsat i EU Kommissionens forordning nr. 466/2001 og forordning 242/2004 som omhandler uorganisk tin. Disse er i Danmark implementeret i bekendtgørelse 411 af 2. juni 2004 og i Sverige via Livsmedelsverkets Föreskrift LIVSFS 1993:36 med senere rettelsler.

I forordningen findes der grænseværdier for en lang række stoffer i forskellige typer af fødevarer. Her er alene gengivet de fødevarergrupper der relaterer sig til de akvatiske miljøer.

Tabel 33. Udvalgte grænseværdier for fødevarer med tilknytning til det akvatiske miljø.

	Bly (mg/kg VV)	Kadmium (mg/kg VV)	Kviksølv (mg/kg VV)	Dioxiner (pg WHO- PCDD/F-TEQ/g fedt) <sup>(3)</sup>	PCB-153 (mg/kg helprodukt)	Cæcium-137 (Bq/kg, hel fisk)
Fiskekød	0,2	0,05	0,5	4	0,1 <sup>(6)</sup>	300 <sup>(6)</sup>
Fiskekød, visse arter <sup>(1)</sup>	0,4	0,1	1,0	4		
Fiskevarer der ikke er omfattet af forordning 466/2001	0,3 <sup>(4)</sup>	0,05 <sup>(4)</sup>				
Fiskelever		0,5 <sup>(5)</sup>				
Skaldyr (undt. brunt krabbekød)	0,5	0,5 <sup>(2)</sup>		4		
muslinger	1,5	1				
Blæksprutter uden indvolde	1	1		4		

<sup>(1)</sup>, for bly følgende arter: rygstribet pelamide (*Sarda sarda*), tobåndet havrude (*Diplodus vulgaris*), ål (*Anguilla anguilla*), tyklæbet mulde (*Mugil labrosus labrosus*), gryntefisk (*Pomadasyz benneti*), hestemakrel (*Trachurus trachurus*), sardin (*Sardina pilchardus*), sardinops (*Sardinops spp*), plettet bars (*Dicentrarchus punctatus*), tun (*Thunnus spp.* og *Euthynnus spp*), Senegal-tunge (*Dicologoglossa cuneata*).

<sup>1</sup>, for kadmium følgende arter: rygtribet pelamide (*Sarda sarda*), tobåndet havrude (*Diplodus vulgaris*), ål (*Anguilla anguilla*), europæisk ansjos (*Engraulis encrasicolus*), tyklæbet multe (*Mugil labrosus labrosus*), hestemakrel (*Trachurus trachurus*), Luvarus imperialis, sardin (*Sardina pilchardus*), sardinops (*Sardinops spp*), tun (*Thunnus spp.* og *Euthynnus spp.*), Senegal-tunge (*Dicologlossa cuneata*).

<sup>1</sup>, for kviksølv følgende arter: havtaske (*Lophius species*), havkat (*Anarhichas lupus*), bars (*Dicentrarchus labrax*), byrkelange, blålange (*Molva dipterygia*), rygtribet pelamide (*Sarda sarda*), ål (*Anguilla spp*), orange savbrug (*Hoplostethus atlanticus*), skolæst (*Coryphaenoides rupestris*) helleflynder (*Hippoglossus hippoglossus*), marlin (*Makaira spp.*), gedde (*Esox lucius*) ustribet pelamide (*Orcynopsis unicolor*), Centroscymnes coelolepis, rokke (*Raja spp.*), rød fisk ( *Sebastes marinus*, *S. mentella*, *S. viviparus* ), sejlfisk (*Istiophorus platypterus*), strømpebåndsfisk, sort sabelfisk (*Lepidopus caudatus*, *Aphanopus carbo*), haj (alle arter), escolar, oliefisk, smørmakrel, slangemakrel (*Lepidocybium flavobrunneum*, *Ruvettus pretiosus*, *Gempylus serpens*), stør (*Acipenser spp*), sværdfisk (*Xiphias gladius*), tun (*Thunnus spp.* og *Euthynnus spp.*)

<sup>2</sup>, tillige undtaget hoved, thorax af hummer og lignende store krebsdyr (*Nephropidae* og *Palinuridae*).

<sup>3</sup>, Enhed udtrykt i WHO's toksicitetsækvivalenter.

<sup>4</sup>, dansk national overvågningsværdi

<sup>5</sup>, Dansk national maksimalgrænseværdi.

<sup>7</sup>, Svenske grænseværdier

Danmark har i juli 2004 vedtaget en ny bekendtgørelse "Bekendtgørelse om forbud mod salg til human konsum af visse laks, der er fisket eller fanget i Østersøen" nr. 725 af 2. juli 2004. Bekendtgørelsen er kommet til på baggrund af høje dioxinkoncentrationer i større laks fra Østersøen. Bekendtgørelsen siger at, laks større end 72 cm ikke må sælges, formidles, tilbydes etc. med human konsum for øje.

## Kostråd

Det danske Fødevarerdirektorat har udarbejdet nogle generelle kostråd om fiskekonsum. Generelt bør man spise 200-300 g blandede fisk om ugen, dvs. både magre og fede fisk. Men da fisk kan indeholde bl.a. kviksølv og dioxin rådes gravide, ammende og børn under 14 år til ikke at spise større mængder af de større rovfisk; tun, rokke, helleflynder, oliefisk, sværdfisk, sildehaj, gedde, aborre og sandart.

I Sverige har Livsmedelsverket ligeledes en række generelle kostråd omkring fiskekonsum og også her anbefales det at spise mere fisk. Kostrådene til gravide og ammende kvinder er dog væsentligt strammere end i Danmark. I Sverige rådes disse grupper til højst én gang om måneden at spise strømning og sild fra Østersøen, vild laks fra Vänern, Østersøen og Botniska Vig samt rødning fra Vättern. Samtidig frarådes der at spise aborre, gedde, sandart, knude, ål og stor helleflynder samt lever fra torsk og knude før og under graviditet. For piger og kvinder i den fødedygtige alder gælder samme råd som for gravide og ammende med den undtagelse at visse fisk kan spise én gang om ugen; aborre, gedde, sandart, knude, ål og stor helleflynder. For resten af konsumenterne rådes til kun én gang om ugen at spise ovennævnte fiskearter.

# Strategi og anbefalinger/rekommandationer

## Allmänt

Öresundsregionen är ett av Europas viktigaste tillväxtområden.

Målsättningarna för miljön bör därför också vara höga. Sveriges och Danmarks miljöministrar undertecknade i mitten av 1990-talet ett avtal om ett gemensamt regionalt miljöprogram för Öresundsregionen. Inriktningen var bland annat att göra regionen till en av de renaste storstadsregionerna i Europa.

I en publikation om nya mål för Öresund från Öresundsvattensamarbetet och i Miljöprogram för Öresundsregionen från Öresundskomiteen har långtgående miljömål föreslagits. För tungmetaller föreslås kortsiktigt till 2005 bl.a. "Mycket låga värden. Tillskottet får inte leda till halter som skadar människors hälsa eller naturen". Långsiktigt till 2010 föreslås att halterna ska vara "Mycket nära bakgrundsvärden". För organiska miljögifter föreslås till 2005 liknande mål som för tungmetaller. Till 2010 anges att "Utsläppen upphör. Halterna i miljön är noll". Särskilda mål finns även för kvicksilver i fisk, TBT m.m.

För att kunna veta om de höga målen kan uppfyllas måste en adekvat övervakning av Öresund komma till stånd. Det är angeläget att förbättra kunskaperna om tillståndet i sediment och biota. När åtgärdsinsatser ska prioriteras är det även nödvändigt med en god kunskap om belastningen från olika källor. I många fall finns redan idag en fullgod övervakning, men i åtskilliga fall behövs kompletteringar och metodutveckling.

## Belastning

Även om det finns stora skillnader beträffande kunskaper för olika ämnesgrupper och källtyper så bedöms nuvarande mätprogram totalt sett inte vara tillräckliga för att det ska vara möjligt att prioritera åtgärder på ett tillfredsställande sätt eller värdera det hot miljögiftsbelastningen utgör jämfört med andra miljöhot. Belastningsberäkningar kan inte genomföras med tillräcklig precision.

Med hänsyn till det stora antalet ämnen som sprids i miljön kan uppgiften att övervaka miljögiftsbelastningen vid första anblicken verka överväldigande. Eftersom utsläppspunkterna är begränsade till antalet skulle en kostnadseffektiv övervakning av mycket god kvalitet dock sannolikt kunna komma till stånd till rimliga kostnader.

Med hänsyn till de högt ställda mål som finns inom miljöområdet i Öresundsregionen bör övervakningen förstärkas.

## Kommunala reningsverk

De större svenska kommunala reningsverken bör upprätta övervakningsprogram för organiska miljögifter. På både dansk och svensk sida bör övervägas om metallanalyserna bör kompletteras med fler metaller, dels sådana som sprids i stor omfattning, dels sådana som har stor biologisk verkan. Riktade studier av läkemedelsrester och hormonstörande ämnen bör övervägas. Om det sker bräddningar vid verken bör dessa kvantifieras m.h.t. miljögifter. I den mån frågeställningar om miljögifters effekter ligger utanför verkens ursprungliga uppdrag bör samverkan sökas med andra parter.

## Regnbetingade utsläpp

På både dansk och svensk sida bör fördjupade studier av belastningen på Öresund av tungmetaller och organiska miljögifter via dagvatten och bräddat vatten genomföras. Särskilt dagvattenfrågan

bedöms vara strategiskt viktig. Det är fördelaktigt om gemensamma synsätt för beräkningar kan utarbetas.

## Industrier

Fortsatt informationsutbyte mellan myndigheterna på båda sidor om Öresund när det gäller tillsyn av miljöfarlig verksamhet, inklusive utsläppskontroll, bör ske.

## Vattendrag

För alla de fem stora svenska vattendragen och för ett utökat antal av de danska vattendragen som mynnar i Öresund bör mätning ske av 1) tungmetaller, 2) bekämpningsmedelsrester samt 3) ett urval av andra organiska miljögifter. Mätningar bör utföras så att de representerar hela årets belastning.

## Atmosfäriskt nedfall

En diskussion mellan lokala, regionala och nationella myndigheter kan vara av värde när det gäller mätstationernas belägenhet, parameterval, tolkning av data m.m. Det är angeläget att förbättra möjligheten att mängdbestämma nedfallet av organiska miljögifter.

## Hamnar, muddring, deponier, fartyg m.m.

Metodik bör utvecklas/vidareutvecklas för att kvantifiera spridning av miljögifter.

## Tungmetaller i sediment och biota

Metallföroreningarna i de större städernas hamnar kan antas vara väl kända och dokumenterade avseende sedimenten.

Däremot är kunskapsläget sämre när det gäller spridningen av metallerna från kraftigt förorenande sediment till områden med lägre halter. Riskerna för en spridning av metaller vid en förändrad hamnverksamhet bör också beaktas och undersökas.

Ytterligare undersökningar av metallförekomsten i mindre hamnar bör utföras och övervakningsprogram för biota bör upprättas i de svårast förorenade områdena. Motsvarande provtagningsprogram bör även utföras i mer opåverkade områden som referens. Halterna i sedimenten bör övervakas med längre intervall (vart 5:e – 10:e år).

## Organiska miljögifter i sediment och biota

### Generelt

Er det stofindholdet i leveren eller i musklen, der giver den vigtigste information? Leveren har gennem årtier været den del af fisken, hvori indholdet blev undersøgt. Årsagen til at leveren har været det foretrukne organ er, at akkumuleringen er kraftigst i leveren og, at koncentrationen i musklen ofte er så lav, at den ikke kan måles.

Men er det ikke mere interessant at kende indholdet i musklen, som er den del af fisken, vi spiser? Det er der mange, som mener. Hvis vi begynder, at måle på musklen i stedet for leveren, mister vi et mangeårigt sammenligningsgrundlag. Hvad gør vi?

Målinger udføres af mange forskellige institutioner. Der bør derfor foretages en undersøgelse af hvilke parametre der undersøges hos fisk og muslinger samt, hvorledes disse data kan sammenlignes. Dernæst bør man nøje overveje, hvilke fisk der undersøges og, hvilken del af fisken der analyseres. Er det hele fileten eller kun en del af den, der skal analyseres? (der er f.eks. op mod 50 % forskel i dioxin indholdet i en laks fra hoved til hale). Man bør også nøje overveje, hvilke analysemetoder der anvendes. Selv små forskelle i prøvebehandling kan give variationer, der er større end udviklingstendensen over mange år.

## Screening for forekomsten af de mest kritiske stoffer fra de større kilder

Der opdages fortløbende nye uønskede effekter af organiske miljøgifte. Beklageligvis medfører disse opdagelser sjældent, at stoffernes tilstedeværelse i miljøet undersøges i tilstrækkeligt omfang. Selvom det ikke er økonomisk muligt at kortlægge alle stoffer, som mistænkes for at have uønskede bieffekter, bør der gennemføres screening for forekomsten af de mest kritiske stoffer fra de større kilder.

Der er på begge sider af sundet fordele og ulemper ved den måde undersøgelsen af de organiske miljøgifte gennemføres på.

## De undersøgte matricer

På dansk side undersøges sediment, muslinger og fisk, mens sedimentet kun sjældent indgår i svenske undersøgelser. Selvom biota er den primære interesseområde, bør sedimentet også undersøges, idet det giver information om akkumulering og dermed også om nedbrydningsrater.

## Antal undersøgelsesområder og undersøgelsesfrekvens

På dansk side undersøges muslinger i tre områder og fisk i to områder en gang om året. På svensk side undersøges muslinger og fisk på fire lokaliteter i fire områder en gang hvert tredje år.

Prøvetagningen giver i sig selv en så stor usikkerhed, at variation mellem de enkelte prøver i samme undersøgelse kan være meget stor. Derfor ser man også at resultaterne kan variere meget fra år til år. Med mindre man hurtigt vil prøve at fastlægge en baseline, synes den svenske strategi med at fordele målingerne på flere stationer med et større tidsinterval at være et godt kompromis. Ulempen er, at det vil tage mange år at påvise en statistisk udvikling i stofkoncentrationerne.

Det vil være hensigtsmæssigt at udføre en power analyse, der kombinerer de danske og svenske programmer og herudfra fastlægge et optimalt fælles program ud fra de formål, programmerne er fastlagt fra.

## De undersøgte stoffer

Både på dansk og svensk side undersøges for en række organiske forbindelser, som har været kendt i en årrække, og hvor koncentrationen viser en nedadgående tendens (PCB, DDT og andre klorerede pesticider). Koncentrationen af de fleste af disse stoffer er under grænseværdien. Undersøgelsesfrekvensen på disse stoffer bør reduceres betragteligt, og ressourcerne anvendes på rækken af nye stoffer, der bør indgå i programmet.

## Analyserne

Generelt bør de supplerende parametre som skalstørrelse, længde, tørvægt og fedtvægt altid måles i de relevante matricer og rekvirenten bør sikre sig, at detektionsgrænsen noteres på hvert analyseark, da anstrengelserne med at opspore disse på et senere tidspunkt er tidskrævende.

## Effektmonitoring

Undersøgelser af stoffernes virkning på organismene i deres naturlige miljø er det bedste bevis på, at uønskede stoffer er til stede i skadelige koncentrationer. I Øresund er effektmonitoring kun anvendt på snegle for at vise effekten af TBT. Effektmonitoring bør, i det omfang det er muligt, indgå med større vægt i undersøgelsen af miljøfremmede stoffer effekt på biota.





## **Øresundsvandsamarbejdets publikationer.**

Bibliografi över Öresunds Oceanografi, Biologi och Geologi 1990 – 1996. ISBN 87-88920-80-1.

Status for Øresunds Havmiljø 1996/Status för Öresunds havsmiljö 1996. ISSN 1402-3393. 1997.

Øresunds Miljøtilstand – Miljøtillståndet i Öresund, 1997. ISBN 87-7774-122-6. 1998.

Havnedriftens påvirkning af havmiljøet – Hamnverksamhetens påverkan av havsmiljön, 1998.

Øresundskonferencen, Brøndby den 9. november 1999.

Diskussionsoplæg om ”nye operationelle målsætninger” for Øresund. ISBN 87-88920-97-6. 1999.

Workshop om Marine Målsætninger på Esrum Kloster. ISBN 87-7781-220-4. 2001.

Øresunds bundfauna – Öresunds bottenfauna. ISBN 87-90497-08-8. 2002.

Status for Øresunds Havmiljø. ISBN 87-90947-17-7. 2003.

Status för Öresunds Havsmiljö. ISBN 87-90947-18-S. 2003.

Jämförelse mellan ”urtida” och ”nutida” näringsnivåer i Öresund – beräkningar utförda med MIKE 3-modell. ISBN 87-90947-25-8. 2004.

Miljøfarlige stoffer i Øresund, en oversigt – Miljögifter i Öresund, en översikt. ISBN 87-90947-29-0. 2005.

De fleste af publikationerne kan ses og/eller downloades fra Øresundsvandsamarbejdets internethjemmeside med adressen [www.oresundsvand.dk](http://www.oresundsvand.dk)