

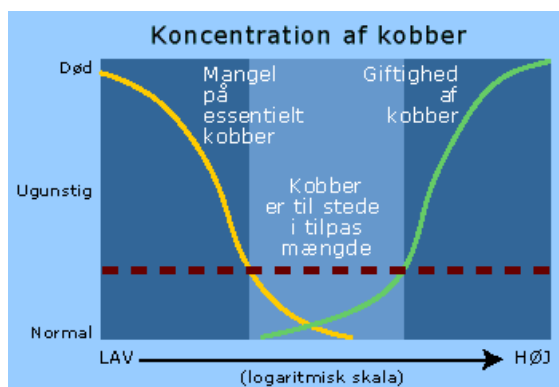
3.9 Tema- Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i det marine og arktiske miljø

3.9.1 Indledning

Det marine og arktiske miljø er udsat for mange menneskelige påvirkninger, herunder tilførsel af miljøfremmede stoffer og tungmetaller. Miljøfremmede stoffer er de stoffer, der ikke findes naturligt i miljøet, men kommer fra menneskelig aktivitet. De miljøfarlige stoffer kan beskrives ud fra deres giftighed, hvor nemt de optages af levende organismer (biotilgængelighed), og om de er stabile og kun langsomt nedbrydes.

Af eksempler på miljøfarlige stoffer kan nævnes:

- *Polyklorerede halogene aromatiske kulbrinte forbindelser (fx PCB; HCH, og DDT)*. Denne gruppe af kemikalier er alle meget biotilgængelige og stabile. De har i lang tid haft en stor effekt på vores marine miljø. PCB'er er industrikemikalier, som ikke bruges i Danmark mere (næsten udfaset). DDT og HCH blev tidligere anvendt til at bekæmpe insekter i landbruget, men er nu forbudt i Danmark. På grund af deres stabilitet findes stofferne stadig i et vist omfang i miljøet. Visse steder kan de stadig være et problem. Der er også kommet nye halogenerede aromatiske stoffer til, som bromerede flammehæmmere, der bl.a. anvendes i tekstiler og computere. Dioxiner er en anden gruppe stoffer, der dannes ved forbrænding, og som er meget biotilgængelige, stabile og giftige.
- *Polyaromatiske kulbrinter (PAH)*. Mange af stofferne i denne gruppe stammer fra olieprodukter og forbrænding af olieprodukter. Nogle af disse stoffer kan dannes naturligt, men langt de fleste PAH'er (ca. 75%) i danske farvande kommer fra udslip af olieprodukter direkte i havmiljøet, enten fra skibe eller fra olieudvinding (Hansson 2000).
- *Antibegroningsmidler, fx tributyltin (TBT)*. Antibegroningsmidler er giftstoffer, som påføres skibe for at forhindre begroning på skroget. Ved begroning øges forbruget af brændstof og sejlhastigheden mindskes. Visse antibegroningsmidler er blevet forbudt for skibe under 25 m (TBT, Irgarol, Diuron), men samtidig introduceres der nye giftige produkter på markedet (Sea-nine, Zink Omadine). For store skibe er brugen af de gamle produkter stadig tilladt. Forhandlinger i de internationale maritime organisationer arbejder på at få et total forbud mod TBT i 2008.
- *Metaller* forekommer naturligt i miljøet, men pga. menneskelige aktiviteter sker der en øget tilførsel så koncentrationerne er højere end baggrunds niveauet. Til metallerne hører blandt andet tungmetaller som cadmium, kviksølv, kobber, bly og zink. Af disse, har planter og dyr brug for små mængder af kobber og zink, som mikronæringsstoffer. Men hvis niveauet bliver for højt er stofferne giftige (Figur 3.9.1).

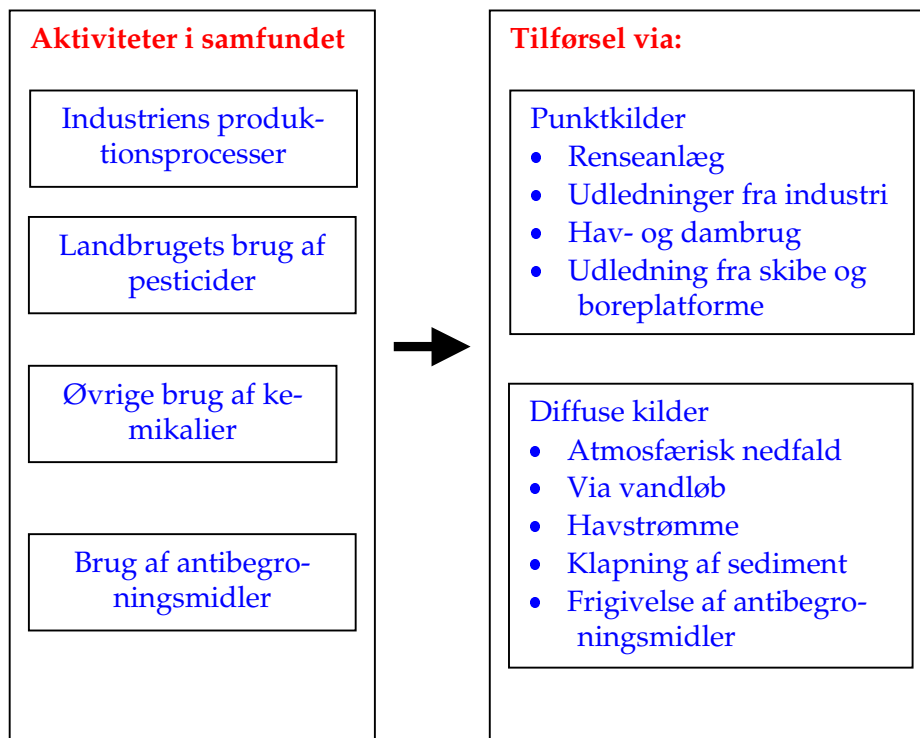


Figur 3.9.1: Kobber er et mikronæringsstof som er nødvendigt for planter og dyr, men i for store mængder er kobber giftigt.

(Kilde: Figur 15 fra DMU Temarapport 30/1999 - og www.natur.dk)

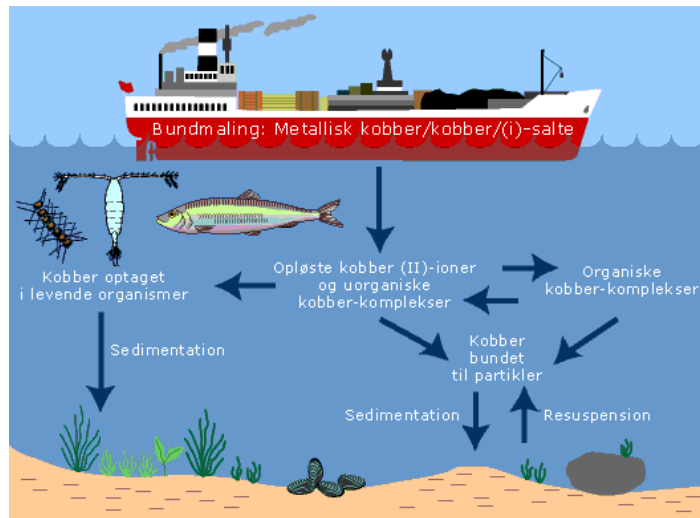
Tilførsel. Mange miljøfremmede stoffer og tungmetaller indgår i de produkter, som vi bruger til daglig. Stofferne når havmiljøet gennem produktion, anvendelse og bortskaffelse af produkterne. Miljøfremmede stoffer og tungmetaller tilføres havmiljøet gennem både diffuse grænseoverskridende tilførsler, som havstrømme, vandløb og nedfald fra luften, og via punktkilder, som renseanlæg, industriudløb og havbrug, samt fra klappning af havneslam, samt olieudslip fra skibe og boreplatforme (Figur 3.9.2). Skibstrafik medfører også udslip af til luften og af antibegroningsmidler.

Nogle tilførsler har kun effekter i lokale eller regionale områder eksempelvis i lukkede fjorde eller havne. Andre tilførsler af persistente stoffer transporteres via havstrømme, atmosfærisk nedfald og skibstrafik over store afstande og påvirker store områder.



Figur 3.9.2: Menneskeskabte kilder og tilførsel af tungmetaller og miljøfremmede stoffer til vandmiljøet.

Fordeling og optag af miljøfremmede stoffer i havmiljøet. Miljøfremmede stoffer og tungmetaller, som tilføres havet, er delvist opløst i vandet, og dels bindes mange nemt til partikler eller organisk materiale i vandmassen. Dermed kan vandlevende organismer optage de miljøfremmede stoffer, dels fra vandfasen og dels via føden. De fleste organismer, fra bakterier til fisk, kan på den måde påvirkes. Et eksempel er fordelingen af kobber fra bundmaling (Figur 3.9.3).



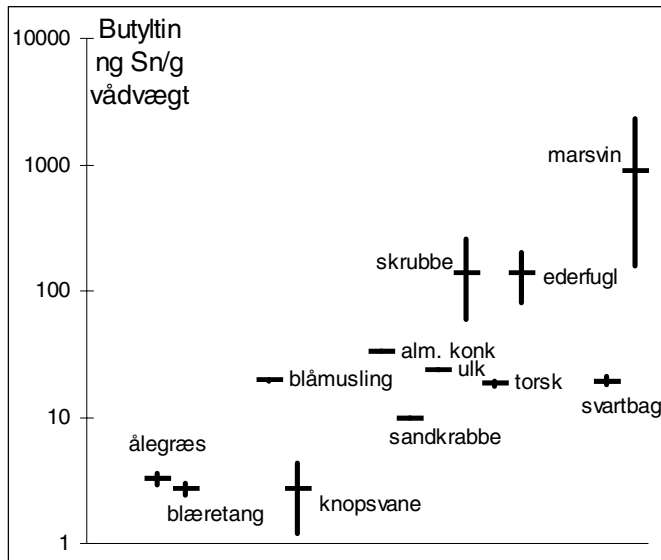
Figur 3.9.3: Eksempel på spredning og forekomst af kobber fra bundmaling i vandmiljøet.

Note: Opløste kobber(II)-ioner er den mest giftige form for kobber. Når kobberionerne bliver bundet til partikler er de mindre giftige. (Kilde: DMU Figur 16 fra tema 30/1999)

De miljøfremmede stoffer og tungmetaller, der er bundet til partikler, bundfældes til sidst på havbunden og bindes i bundmaterialet (sedimentet). Koncentrationerne af disse stoffer er ofte meget højere i bundmaterialet end i vandmassen. Yderligere nedbrydes de fleste stoffer langsommere i sedimentet end i vandmassen. Bakterierne i sedimentet og de bundlevende dyr udsættes derfor i stor udstrækning for stofferne. Føden for mange fiskearter er bunddyr, og dermed optages de miljøfremmede stoffer.

Mange af de fedtopløselige, stabile stoffer bliver opkoncentreret gennem fødekæden. Et eksempel er opkoncentreringen af TBT i de forskellige trin af fødekæden fra danske farvande (Figur 3.9.4). Hos eksempelvis edderfugl er TBT koncentrationen mere end ti gange højere end i blåmusling, som er edderfuglens vigtigste føde.

Miljøfremmede stoffer kan også frigøres fra sedimentet og midlertidigt føres tilbage til vandmassen, fx ved ophvirvling (resuspension) ved kraftig vind, strøm eller ved ændrede iltforhold.

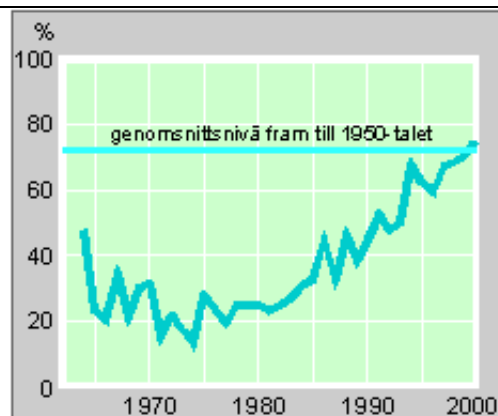


Figur 3.9.4. TBT koncentrationen øges jo længere op i fødekæden man kommer.
Kilde:

Effekter af miljøfremmede stoffer. Miljøfremmede stoffer kan have forskellige effekter på de forskellige dele af havmiljøet. Nogle stoffer kan være hormonforstyrrende og påvirke fertiliteten, mens andre kan påvirke immunforsvaret og giver øget følsomhed overfor sygdomme. Der findes desuden miljøfremmede stoffer, der påvirker stofskiftet, således at der sker forandringer i væksten. Det samme stof kan også have forskellige virkninger på forskellige organismer. TBT påvirker fx stofskiftet hos planteplankton, mens det for snegle er køns karakteren, der påvirkes.

Ofte bliver vi først opmærksomme på effekterne af de miljøfremmede stoffer, når de rammer større dyr, som fx rovfugle og sæler. Bestandene af gråsæl og havørn i Østersø-området er således blevet kraftigt reduceret siden 1950'erne. Yngelsuccesen hos havørn var meget lav i 1960'erne, men er gradvist forbedret som følge af forbudet mod brugen af DDT, PCB og andre miljøgifte (Bergman & Bäcklin 1999) (Figur 3.9.5).

Figur 3.9.5: Yngelsucces hos havørne på den svenske Østersøkyst, antal udrugede æg.
Kilde: Björn Helander, Naturhistoriska Riksmuseet.
<http://www.nrm.se/mg/topcons.html.se>



Det er ofte sådan, at når de miljøfarlige stoffer påvirker enkelte sektorer som fiskeri, og der fx kommer anbefalinger om, hvor meget fisk gravide må spise, reagerer samfundet med undersøgelser og påbud. Effekterne af TBT på dyrkning af østers i Frankrig i 1970'erne er således årsagen til, at TBT er blevet grundigt undersøgt, og at et totalforbud imod dets anvendelse i skibsmaling nu er undervejs.

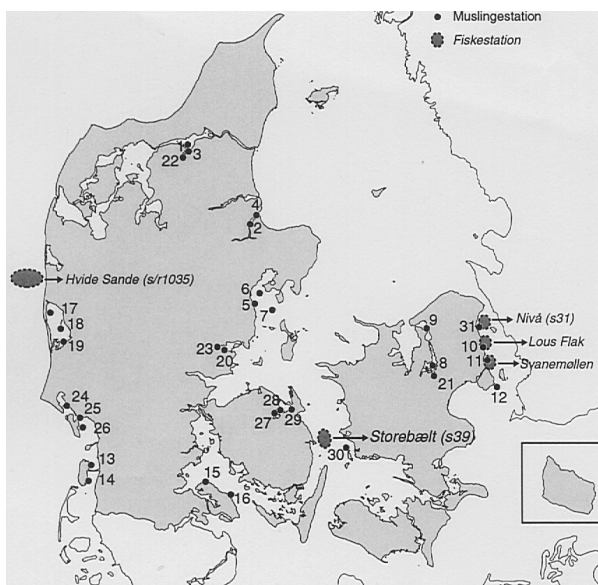
Miljøfarlige stoffer påvirker også alger, dyreplankton og bakterier, men har sjældent så synlige effekter som for større dyr, og målbare effekter observeres ofte først efter længere tids

påvirkning. Det er derfor vanskeligt at observere effekterne på disse organismer direkte i havmiljøet, men ud fra laboratorieforsøg og feltstudier har man nogen viden om effekterne. Den økologiske struktur og processerne i mange biologiske samfund kan således allerede have været påvirket i lang tid, før effekterne af de miljøfarlige stoffer registreres. Økotoxikologiske undersøgelser af fx antibegroningmidler viser, at både planteplankton og bakteriesamfund er påvirket ved de koncentrationer, som man i dag måler i vandmiljøet (Blank 1996, Dahllöf 1999). Disse samfund udgør de to mest centrale dele af det marine økosystem, idet de er forudsætningen for produktion af organisk materiale og nedbrydning af dette.

Kvalitetskrav og målsætninger. EUs 76/464/EU direktiv om udledning af farlige stoffer til overfladevand (implementeret gennem Bekendtgørelse nr. 921 af 8. oktober 1996) kræver, at der for de danske vandområder opstilles kvalitetskrav til miljøtilstanden, herunder grænseværdier for miljøfarlige stoffer og tungmetaller. Muligheden for at fastsætte en grænseværdi for de enkelte stoffer afhænger af vores viden om de miljøfarlige stoffer og tungmetaller i miljøet, herunder viden om kilder og koncentrationsniveau samt effekter på forskellige organismer. Opstilling af kvalitetskrav er først og fremmest anvendelig, når vandkvaliteten skal vurderes bl.a. i forbindelse med udledningstilladelser. Den overordnede målsætning for havområderne er imidlertid en tilstand med koncentrationer nær nul for menneskeskabte syntetiske stoffer og nær baggrundsniveau for naturligt forekommende stoffer. Dette tema opsummerer vores viden om tungmetaller og de miljøfremmede stoffer.

Monitering af miljøfremmede stoffer og tungmetaller i Danmark. En samlet national koordineret overvågning af miljøfremmede stoffer og tungmetaller i havmiljøet begyndte først i 1998 med det nationale overvågningsprogram, NOVA 2003 (Hansen mfl., 2000). Dette afsnit er primært baseret på de landsdækkende resultater fra NOVA 2003 suppleret med yderligere data fra amterne og fra andre enkeltundersøgelser.

Målestationerne, som indgår i overvågningsprogrammet, er udvalgt til at repræsentere områder, som er forurenet, således at effekten af indgreb for at nedsætte tilførslen af miljøfremmede stoffer og tungmetaller kan vurderes (Figur 3.9.6). Ved punktkilder (stort renseanlæg, havn eller industri) er der ofte udlagt tre stationer i et transekt bort fra kilden, således at spredningen langs en fortyndingsgradient kan vurderes.



Figur 3.9.6: Kort over stationer i NOVA 2003, hvor der måles tungmetaller og miljøfremmede stoffer.

I NOVA 2003 måles der på tungmetaller (Zn, Cu, Ni, Hg, Cd og Pb), polyklorerede kulbrinte forbindelser (PCB'er, HCH, og DDT), polyaromatiske kulbrinter (PAHer) samt antibegro-ningmidlet tri-butyl-tin (TBT) og dets nedbrydningsprodukter.

Miljøfremmede stoffer og tungmetaller måles i muslinger hvert år og i sedimenter hvert tredje år. Der måles også hvert år tungmetaller i fisk fra Hvide Sande og Nivå Bugt. Muslinge-, fisk og sedimentmålingerne er såkaldte integrerede prøver, da de registrerer kon- centrationsniveauer i en længere periode forud for prøvetagningen. Vandprøver tages hvert andet år for visse organiske stoffer. Disse prøver giver et øjebliksbillede af koncentrationerne af de udvalgte organiske stoffer.

Effekterne af TBT på havsnegle vurderes ved at undersøge deres kønskarakter en gang om året. De fleste danske havsnegle er særkønnede, dvs. enten hanner eller hunner. Hos hunsneglene påvirker TBT balancen mellem hanlige og hunlige kønshormoner, så der opho- bes hanlige kønshormoner i hunsneglene. Udover deres normale hunlige karakterer som ovarie, ægsæk og kønsåbning danner hunsneglene derfor penis og sædleder. Fænomenet kaldes imposex.

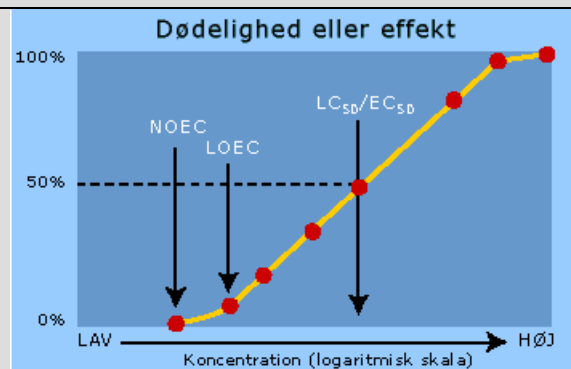
Boks: Klassificering af miljøfremmede stoffer og tungmetaller

De observerede koncentrationer skal vurderes i forhold til de naturlige baggrundsniveauer og forventede miljøeffekter af stofferne. Eftersom det er vanskeligt at måle effekter direkte i miljøet, er der blevet anvendt forskellige klassificeringsmetoder til vurdering af forekomsten og effekten af disse stoffer i miljøet. Fælles for disse klassificeringsmetoder er, at et givent område får tildelt en tilstandsklasse ud fra, hvor rent området er. Klassificeringsmetoderne er dog ikke entydige med hensyn til definitionen af den rene tilstandsklasse (referencepunktet) og hvad tilstandsklasserne egentlig skal indeholde.

Sverige og Norge har indført tilstandsklasser baserede på målte koncentrationer af metaller og organiske stoffer (Knutzen 1993; Naturvårdsverket 2000b). De to landes klassificeringsmetoder varierer dog ved, at den rene klasse (klasse I) er sat til nul koncentration i den svenske klassificering, mens den norske klasse I er defineret ud fra områder, der kun modtager et bidrag fra diffus tilførsel af et givent stof. De svenske og norske klassificeringsmetoder tager dog ikke hensyn til ved hvilke koncentrationer, der kan forventes en effekt af stoffet på miljøet. Foruden måling af koncentrationer af de undersøgte stoffer, er en sådan økotoxikologisk vurdering også indbygget i Ecotoxicological Assessment Criteria (EAC). Disse kriterier er udarbejdet under Oslo-Paris konventionen (OSPAR 1998).

Ved opstilling af EAC afprøves stoffet på mindst tre forskellige arter for at vurdere giftigheden. Hvis der findes adgang til andre økotoxikologiske data om samfunds- eller økosystemeffekter kan disse også inddrages i vurderingen. Det påpeges dog, at EACs vurderingskriterier skal bruges sammen med OSPARs overvågningsprogram Joint Assessment and Monitoring Program (JAMP), som et redskab til bedømmelse af hvorvidt stofferne kan antages at have potentielle påvirkninger i det marine miljø. Indenfor OSPAR bruger man effektkoncentrationer, som er rapporteret i litteraturen, og dividerer med en faktor 10 til 10.000, afhængigt af om det er EC₅₀ (50% effektkoncentration) eller NOEC (ingen effekt koncentration) værdier. En EACs pålidelighed for et givet stof stiger i takt både med antallet af undersøgelser og med antallet af marine organismer, der indgår i vurderingen. EACer er indtil videre ikke udarbejdet for tungmetaller pga. usikkerheder ved målingerne.

Når man skal undersøge, hvor giftige et miljøfarligt stof er, laver man ofte nogle forsøg i laboratoriet. Under kontrollerede forhold tilsætter man forskellige mængder giftstof til vandet. Den koncentration af giftstoffet, som indenfor 48-96 timer slår halvdelen af forsøgsorganismene ihjel, bruger man som mål for stoffets giftighed. Den kaldes for dødelighedskoncentration eller LC₅₀. Man kan også teste sig frem til den laveste koncentration, hvor de første organismer dør, LOEC, eller den højeste koncentration, hvor ingen af organismene dør, NOEC. Men disse test kræver længerevarende forsøg. I stedet for dødelighed måler man nogle gange andre effekter, som vækst, og så taler man om effektkoncentration eller EC₅₀.



Kilde: www.natur.dk

I Danmark findes der ingen lignende klassificering, men det er blevet pålagt Vandrammedirektivet at udarbejde en klassificering. Klassificeringen forventes bl.a. at blive udarbejdet på grundlag af Ecotoxicological Assessment Criteria (EAC).

Tabel 1: Forskellige kriterier for miljøfremmede stoffer og tungmetaller i sedimenter.

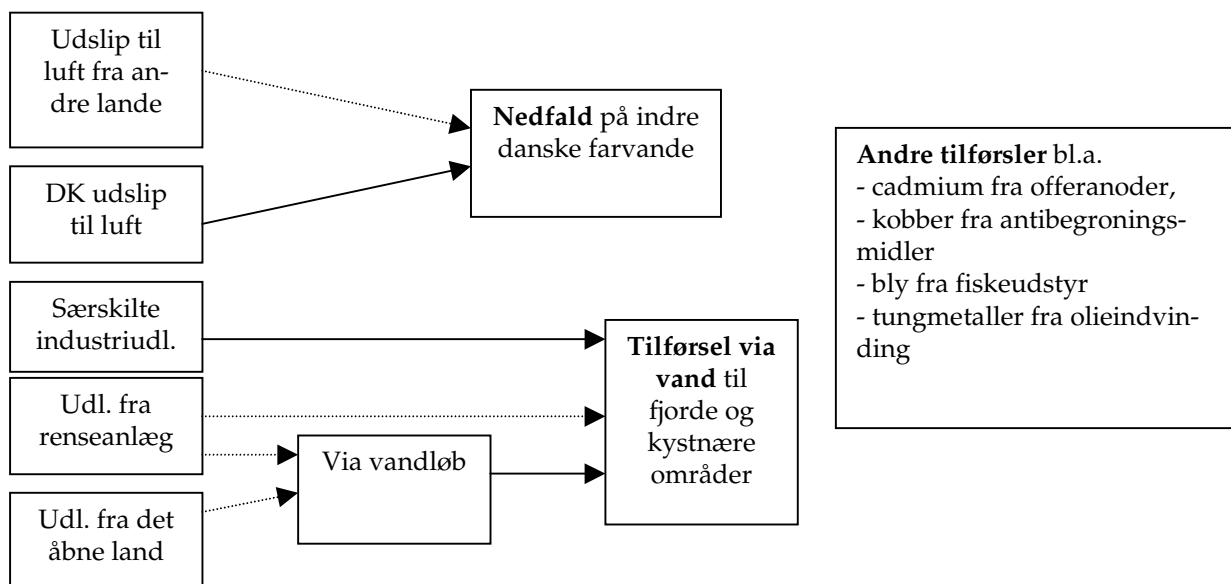
Stof / Kriterier (mg/kg tørvægt)	Norge Tilstandsklasse I	Sverige reference tilstand (Me), Klasse I org. stoffer	OSPAR BRC	OSPAR EAC (foreløbige)
Cu	<35	15	2.2-5.7*	5-50
Cd	<0.25	0.2	0.007-0.04*	0.1-1
Pb	<30	25	1.8-4*	5-50
Sum PCB	<0.050	0	0.00039**	0.001-0.01
Benzo(a)pyren	<0.005	0	0.046-0.43	0.1-1
TBT	-	0	-	0.000005-0.00005

* (metal/Al ($\times 10^{-4}$) ratio) ** \sum PCB₆

3.9.2 Tilførsel af tungmetaller og miljøfremmede stoffer

Kilder og tilførsel af tungmetaller

De vigtigste kilder til tilførsel af tungmetaller til de danske farvande er: punktkilder (renseanlæg og industri), som leder direkte ud i fjorde og kystvande, vandløb samt nedfald fra atmosfæren. Derudover tilføres kobber fra antibegroningsmidler og cadmium fra offeranoder (bruges til korrosionsbeskyttelse af jern og stålkonstruktioner især i vand på skibe og i havne).



Figur 3.9.7: Tilførsel af tungmetaller til de danske farvande

Igennem de sidste 20-25 år er forbruget af produkter og produktionsprocesser, hvor der anvendes tungmetaller, blevet kraftigt reduceret. Eksempelvis er brugen af kviksølv til klorproduktion, og produktion af fosforsyre, hvor der blev udledt cadmium, stoppet for hhv. 10 og 20 år siden. Andre tiltag, som brug af filtre på tandlægers afløb, der tilbageholder kviksølv fra tandfyldninger, eller røggasrensning på kraftværker og affaldsforbrændingsanlæg har også nedsat udledningerne til miljøet.

Der har været mange tiltag for at begrænse indholdet af tungmetaller i produkter. Især indholdet af de tre mest giftige metaller: kviksølv, cadmium og bly er blevet begrænset. Eksempelvis er indholdet af kviksølv i produkter i dag meget lavt, cadmium indholdet i zink, plast og fosfor-kunstgødning er kraftig nedsat, og blytilsætning til benzin er stoppet.

Generelt er de danske *udslip til luft* betydeligt mindre end de *nedfald* der estimeres for de indre farvande (Tabel 3.9.2). Derfor må en del af nedfaldet tilskrives andre landes udslip. For bly og zink er tilførsel via atmosfærisk nedfald noget større end tilførsler via vandløb eller punktkilder, som leder direkte ud i fjorde eller kystnære områder. Omvendt er *tilførslerne via vandløb* og *punktkilder* de vigtigste for arsen, krom og nikkel. For bly, cadmium og kobber er der også vigtige tilførsler fra hhv. fiskeudstyr, offeranoder og antibegroningsmidler.

Tabel 3.9.2: Tilførsel af tungmetaller til de danske farvande/vand i 1999.

Kilder: *DK udslip til luft*: DMU emissionsopgørelser; *Atmosfærisk deposition på de indre farvande*: Hovmand & Kemp, 2000; *Udledte mængder fra renselanlæg, særskilte industri udledninger og spredt bebyggelse*: Miljøstyrelsen, 2000; *Via vandløb*: Bøgestrand mfl. 2000.

	Arsen	Bly	Cadmium	Krom	Kobber	Kviksølv	Nikkel	Zink
	tons	tons	kg	tons	tons	kg	tons	tons
- danske udslip til luft	0,85	7,3	713	2,7	9,6	1976	15,2	23
Atmosfærisk deposition	6	48	1600	7	46		9	360
- Udledte mængder fra renselanlæg	8,6	1,7	570	2,1	5,5	460	12	70
- Særskilte industri udledninger	0	0,07	4	0,2	0,35	2,3	0,4	0,6
- Spredt bebyggelse	0,03	0,2	30	0,2	1	20	0,5	4
- Via vandløb*	14,3	13,2	670	16,8	37	59	49	145
Tilførsel via punktkilder og vandløb	20	14,3	1050	18,2	40,7	366	57	192
Andre tilførsler								
Bly** , Cadmium*** , Kobber****		100- 150	600		18-28			

* via vandløb, er det gennemsnitlige oplandstab på de fire hovedstationer ganget op til landets areal (Gudenåen udeladt ved nogle stoffer)

** Bly (1985), det er skønnet, at der årligt tabes 100-150 tons bly med fiskeudstyr (net, vod, lodder)

*** Cadmium (1996), det er skønnet at de årlige udledninger fra offeranoder er 600 kg

**** Kobber (1992), tilførsel af kobber fra antibegroningsmidler er vurderet til mellem 18 og 28 tons.

Udslip og nedfald af tungmetaller fra luften. Det atmosfæriske nedfald af tungmetaller til de indre danske farvande er estimeret til at være af samme størrelse, som den landbaserede udledning af tungmetaller. Tilførsel af tungmetaller fra atmosfæren til havmiljøet afhænger af flere faktorer, såsom emissionsstørrelsen, afstanden fra kilderne, vindretningen og hvor meget nedbør, der faldt i måleperioden.

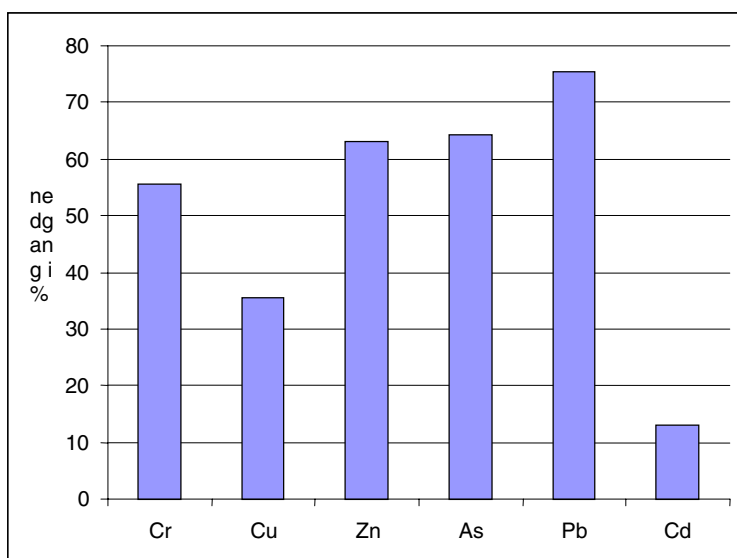
De vigtigste kilder til udslip af tungmetaller til luft er forbrændingen af fossile brændsler og affald. På trods af et øget brændselsforbrug fra 1990 til 1999, er der sket et markant fald i emissionerne af tungmetal. Reduktionen ligger mellem 4% og 94% for henholdsvis kobber og bly (Tabel 3.9.3). De mindskede udslip skyldes i vid udstrækning øget anvendelse af røgrønsningsudstyr på kraft- og fjernvarmeværker; herunder affaldsforbrændingsanlæg. For bly skyldes faldet dog overvejende indførsel af blyfri benzin.

Tabel 3.9.3: Danske emissioner af tungmetaller til luft for 1990 og 1999

Kilde: DMU emissionsopgørelser

(1000 kg)	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
1990	1,4	1,1	6,2	10	3,2	26,5	127	4,2	34,6
1999	0,8	0,7	2,7	9,6	2,0	15,2	7,3	3,5	22,9
% red.	42%	37%	57%	4%	38%	43%	94%	17%	34%

Nedgangen i emissionen af tungmetaller afspejles tydeligt ved, at depositionen af tungmetaller er faldet de seneste ti år (OSPAR 1998). Den største forandring er sket for bly, hvor deposition er mindsket fem gange. Depositionen af zink og kobber er omtrent halveret (Figur 3.9.8).



Figur 3.9.8. Nedgang (%) i koncentration af tungmetaller i atmosfæren 1989 til 1999.
Kilde:

Renseanlæg tilbageholder tungmetaller

Igennem de sidste 15 år er renseanlæg blevet udbygget med fældning af fosfor. Fældningen betyder også, at der tilbageholdes en stor del af de tungmetaller og miljøfremmede stoffer, som tilføres renseanlæggene. I 1999 blev der tilbageholdt mere end halvdelen af de tilførte tungmetaller til renseanlæggene (Tabel 3.9.4).

Tabel 3.9.4: Middelindløbs- og udløbskoncentration af tungmetaller fra 19 udvalgte renseanlæg og beregnet tilbageholdelsesprocent, 1999.

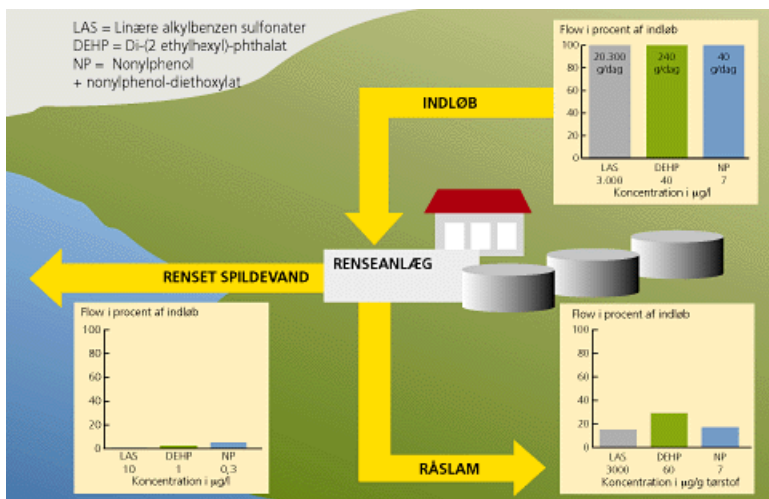
(Kilde: Miljøstyrelsen, 2000: Punktkilder, 1999).

Koncentration (µg/l)	Arsen	Bly	Cadmi-um	Krom	Kob-ber	Kvik-sølv	Nikkel	Zink
Indløb	2,3	13	0,5	9,0	86	0,5	12	248
Udløb	1,2	2,6	0,2	1,8	7,2	0,2	8,2	105
Tilbageholdelses-pct.	48%	80%	60%	80%	92%	60%	32%	58%

Tilførsel af miljøfremmede stoffer

De marine områder tilføres bl.a. miljøfremmede stoffer fra husholdninger og industriens brug af kemiske stoffer. En del af stofferne i spildevandet tilbageholdes i renseanlæggene men nogle af stofferne føres videre ud i vandmiljøet.

Til- og fraførsel er undersøgt for Roskilde Renseanlæg. De tre stoffer: phthalater og nonylphenoler, som begge har hormonlignende virkninger, og det vaskeaktive stof LAS (lineære alkylbenzen sulfonater). For alle tre stoffer fjerner renseanlægget fra 85% til over 99 % af stofferne. Det meste nedbrydes, og kun mellem 15% og 35 % af stofferne i indløbet kan genfindes i slammet fra anlægget (Figur 3.9.9).



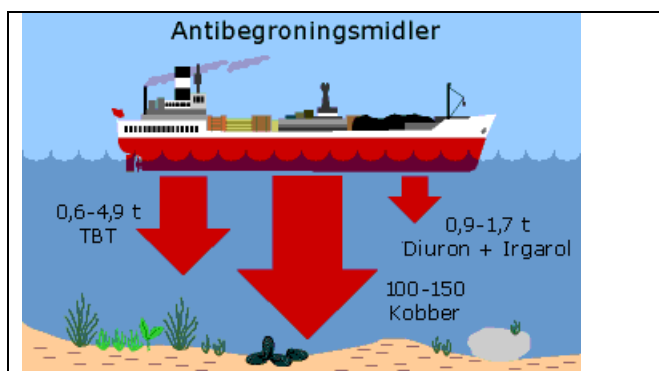
Figur 3.9.9: Koncentrationer og flow af udvalgte miljøfarlige stoffer i indløb samt i ind- og udløb til renselanlæg i Roskilde (Bjergmarken).

Kilde: DMU

Pesticider og olieudledning Nogle af de pesticider vi bruger tilføres også vandmiljøet (se afsnit 3.4). Indvinding af olie og gas, herunder brug af produktionskemikalier medfører også, at der udledes miljøfremmede stoffer til havmiljøet (se kapitel 1.3 Energi).

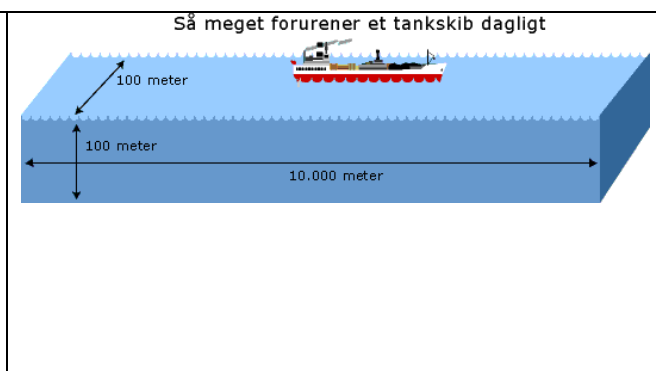
Brug af antibegroningsmidler. En hvilken som helst genstand i havet vil i løbet af kort tid blive begroet. Begroingen vil begynde uanset om det er en bropille, en bundgarnspæl eller et skib. For en skibsbund er konsekvensen, at bunden bliver mere ujævn og derfor bliver vandmodstanden under sejlads større. Når begroingen sætter sig på roret kan skibets evne til at manøvrere også blive nedsat. Resultatet for skibet er lavere fart og større brændstofforbrug. Begge dele har både økonomiske og miljømæssige konsekvenser.

Lige siden antikken har man forsøgt at beskytte skibsbunde mod begroning. Moderne bundmalinger indeholder næsten alle kobber i en eller anden form. Derudover er der tilsat yderligere et eller flere giftige antibegroningsmidler. Det mest effektive antibegroningsmiddel er tributyltin (TBT). Når skibet ligger i vandet frigives giftstofferne fra skibsmalingen og ligger som en tynd hinde henover skibsbunden. Helt tæt på skibsbunden vil koncentrationen af giftstoffet være meget høj. Organismer, der forsøger at sætte sig, bliver slået ihjel før de kan sætte sig fast.



Figur 3.9.10: Anslåede mængder af forskellige giftstoffer, der frigives fra skibsbunde til danske farvande.

Kilde:



Figur 3.9.11: Et middelstort tankskib på 100 meter kan forurene 100.000.000.000 liter havvand om dagen.

Kilde:

I begyndelsen af 1980'erne, efter ca. 20 års brug af TBT, opdagede man imidlertid, at TBT havde en række uforudsete bivirkninger. Derfor blev brug af TBT til skibe under 25 meter forbudt i Danmark i 1991. Til større skibe som færger, tankskibe og store fisketrawlere må man stadig bruge TBT i skibsmalingen. Denne regulering har desværre vist sig ikke at være tilstrækkelig. Derfor er FN's skibsfartsorganisation IMO nu ved at beslutte at TBT ikke må bruges fra 2003 og ikke må forefindes på skibe fra 2008.

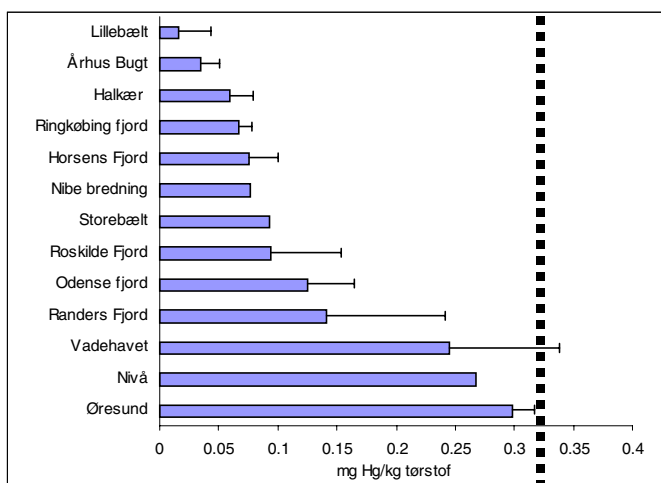
3.9.3 Tungmetaller i vandmiljøet.

Århus amt har målt tungmetaller i sedimentkerner fra bl.a. Århus Bugt og Mariager Fjord (Jensen 1995). Ved hjælp af bly-210 (^{210}Pb)-datering kan udviklingen af tungmetaldepositionen fra 1700-tallet til nu beregnes. Det viser, at koncentrationerne af tungmetallerne er øget 3-8 gange i forhold til niveauet i 1700-tallet (Figur 3.9.12). Kurverne knækker dog fra omkring 1990, som følge af faldet i tilførslerne af de fleste metaller er begyndt at slå igennem. Dog ses intet fald for kobber og cadmium i Mariager Fjord.

Figur 3.9.12: Akkumulationsrate opgjort som mg metal pr m^2 pr år for tungmetaller i Mariager Fjord og Århus Bugt. Kilde: Jensen, C.-A./Århus Amt, 1995: Tungmetaller i marint sediment.

mangler

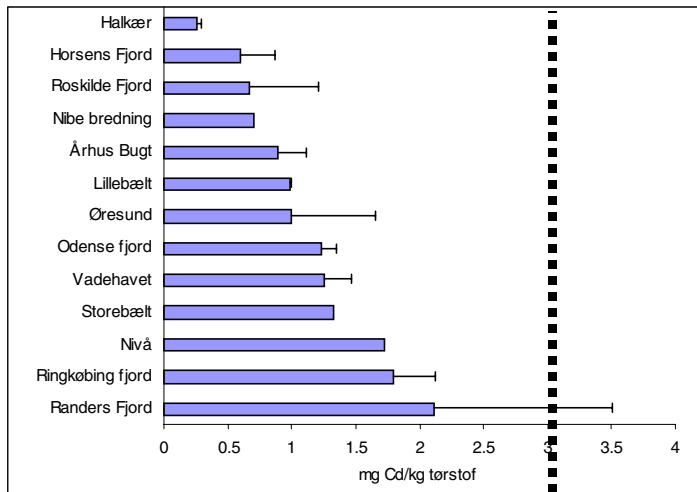
Målinger fra NOVA 2003 viser de højeste koncentrationer af kviksølv i Øresund fra Nivå til syd for Amager, i Vadehavet ved Rømø samt i Randers Fjord (Figur 3.9.13). Resultaterne passer godt sammen med, at Øresund igennem det sidste århundrede har været hårdt belastet med kviksølv fra både dansk og svensk kemisk industri. Specielt sedimentet i Københavns Havn indeholder store mængder af kviksølv, som især stammer fra den tidligere klorproduktion (Sojakagefabrikken). Det ophobede kviksølv i sedimentet er således skyld i de høje koncentrationer i muslinger. De høje niveauer af kviksølv i Vadehavet kan sikkert forklares med de forholdsvis store kviksølvudledninger via de store floder, der leder ud i Nordsøen, bl.a. Elben og Weser.



Figur 3.9.13. Koncentrationen af kviksølv (Hg) i muslinger. Den stregede (stiplede) linie angiver den norske tilstandsklasse I. I Grønland: Qeqertarssuaq (Godhavn): 0.090; Nanortalik: 0.102 Uummaanaq 0.092 mg Hg/kg tørstof. Kilde: DMU.

Koncentrationen af kviksølv i muslinger fra uforurenedede områder i Grønland er overraskende nok på samme niveau som i Danmark, selv om man må forvente at kviksølvforureningen i Grønland generelt er væsentlig lavere end i Danmark. Forklaringen må ligge i at muslinger vokser meget langsommere i Grønland end i Danmark. De har derfor haft længere tid, og muligvis også større stofomsætning i forhold til tilvækst til at akkumulere kviksølv fra føden.

Koncentrationen af cadmium er højest i Randers Fjord og Ringkøbing fjord (Figur 3.9.14). I grønlandske blåmuslinger er cadmium koncentrationerne klart højere end i Danmark, og forklaringen må givetvis være den langsomme vækst i det kolde Grønlandske vand.

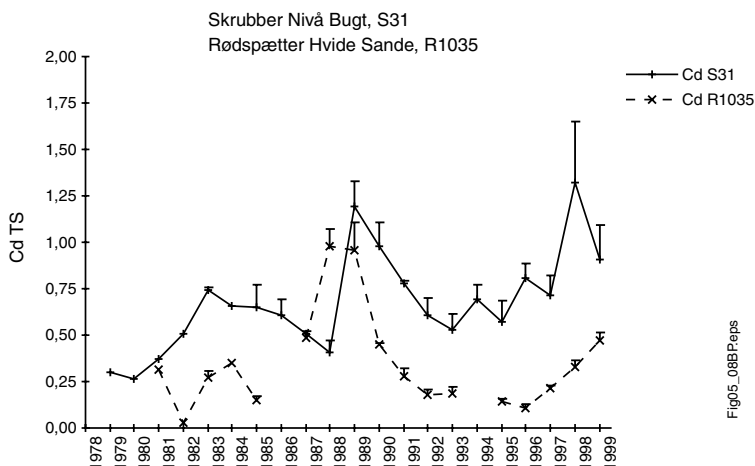


Figur 3.9.14. Koncentrationen af cadmium (Cd) i muslinger. Den stregede (stiplede) linie angiver den norske tilstandsklasse I. Tilsvarende for Grønland: Qeqertarsuaq (Godhavn): 5.04; Nanortalik: 3.75; Ummaannaq 3.55 mg Cd/kg tørstof. Kilde: DMU.

Koncentrationen af bly i muslinger i Danmark var generelt under 1 mg pr kg. tørstof. Koncentrationsniveauet i Øresundsområdet var dog lettere forhøjet. I Grønland: Qeqertarsuaq (Godhavn): 0.54; Nanortalik: 0.85; Ummaannaq 0.895 mg Pb/kg tørstof. Selv om der ikke kan forventes en lokal menneskeskabt blyforurening i Grønland er blykoncentrationerne på samme niveau som i Danmark, af samme grund som nævnt for kviksølv og cadmium

De højeste koncentrationer for kviksølv og cadmium overskrider tilstandsklasse I i den norske klassificering. Hvorimod de målte blykoncentrationerne er lavere end grænsen for klasse I på samtlige målestationer.

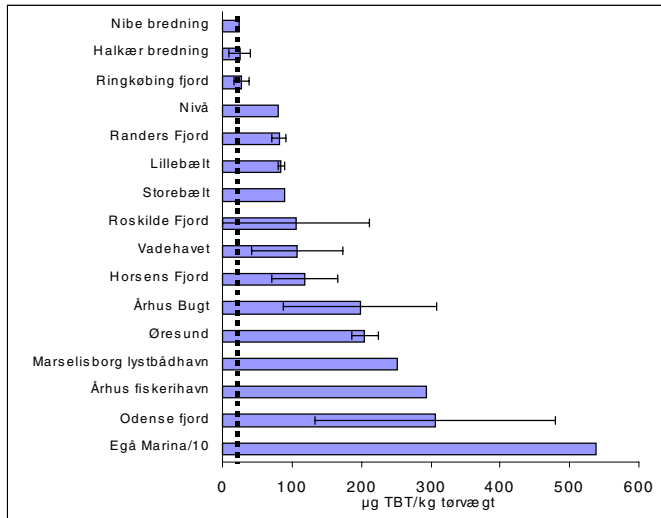
Cadmium koncentrationen i fisk varierer meget fra år til år (Hansen mfl. 2000), men der er en tendens til en generel forøgelse af cadmium i fisk over perioden fra 1978 til i dag. Dette gælder for fisk både fra Danmarks øst- og vestkyst (Figur 3.9.15). En lignende udvikling findes i småsild fra den svenske østkyst (Naturvårdsverket 2000). Efter en årrække med et fald i cadmium koncentrationen, hvilket også ses i borekernerne fra Århus Amt, er koncentrationen i fisk begyndt at stige igen. Årsagen hertil er uklar.



Figur 3.9.15. Den årlige variation i koncentrationen af cadmium (Cd) i lever hos fisk fra Øresund (skrubber, station S31) og Hvide Sande (rødspætter, station R1035). Kilde:

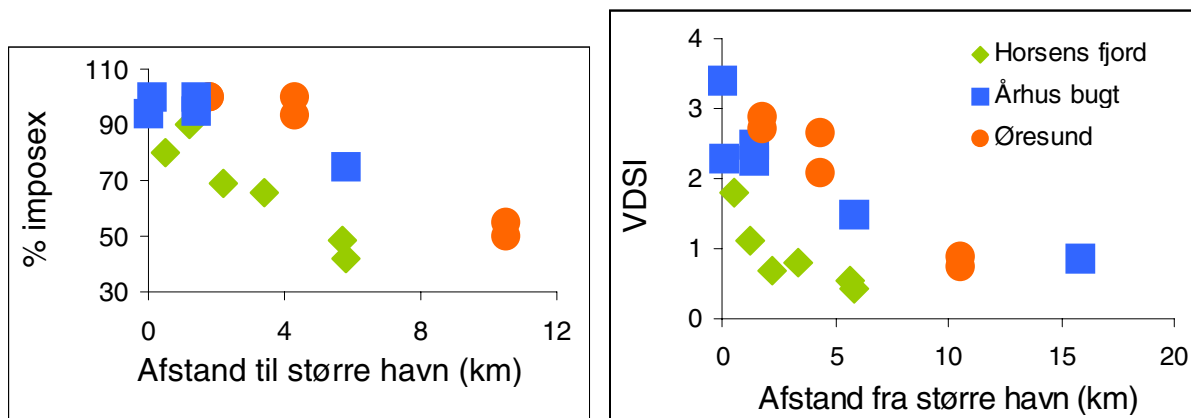
3.9.4 Miljøfremmede stoffer i vandmiljøet

Antibegroningsmidlet tributyltin (TBT) og dets nedbrydningsprodukter, DBT og MBT, forekommer i muslinger på alle stationer (Figur 3.9.16). De højeste koncentrationer findes i havne og områder med intensiv skibstrafik, som Odense Fjord, Øresund og Århus Bugt. EAC for TBT ligger på 1-10 µg/kg tørvægt. De fleste observerede TBT koncentrationerne i muslinger ligger over, og i mange tilfælde langt over EAC værdien.



Figur 3.9.16. Koncentrationen af TBT i muslinger (Kilde: Hansen mfl. 2000). Niveaulet for Egå Marina er skaleret ned med en faktor 10, og er derfor i realiteten er ti gange højere. Niveauerne omkring Nuuk i Grønland er meget lavere og afspejler den mindre skibstrafik og den store vandfortynding. Omkring Nuuk (Godthåb) fandtes mellem 1.2 og 7 µg TBT/Kg tørvægt

Grundet de høje niveauer kan der forventes effekter på miljøet. I NOVA 2003 indgår overvågning af hormonforstyrrende effekter på forskellige arter af havsnegle. TBT kan forårsage kønsændringer af havsnegle i form af en irreversibel udvikling af synlige hanlige kønskarakterer i ellers særkønnede hunsnegle, hvilket kaldes imposex. Undersøgelserne af imposex i dværgkonk viser tydelige gradienter væk fra de større havneområder i Horsens Fjord, Øresund ved København og Århus Bugt (Figur 3.9.17). Imposex forekommer i størstedelen af sneglene i området 0 - 4 km fra havneområderne, og oftest i fremskredne stadier. Selv 5 - 17 km væk fra havnene er tilstedeværelsen af imposex forhøjet sammenlignet med forekomsten af imposex i Hevring Bugt, der ligger 23 - 25 km fra Randers havn, og hvor mindre end 5% har udviklet imposex. Dette lave niveau må anses som baggrundsniveaulet af imposex i dværgkonk i de indre danske farvande.



Figur 3.9.17. Relationen mellem imposex i dværgkonk (*Hinia reticulata*) og afstanden til nærmeste større havn i forskellige kystnære områder. Forekomsten af imposex er angivet som den procentvise andel af hunner med imposex, samt graden af udviklingen af imposex som VDSI index. Fuldt udviklet imposex har en VDSI værdi på 4. Kilde:

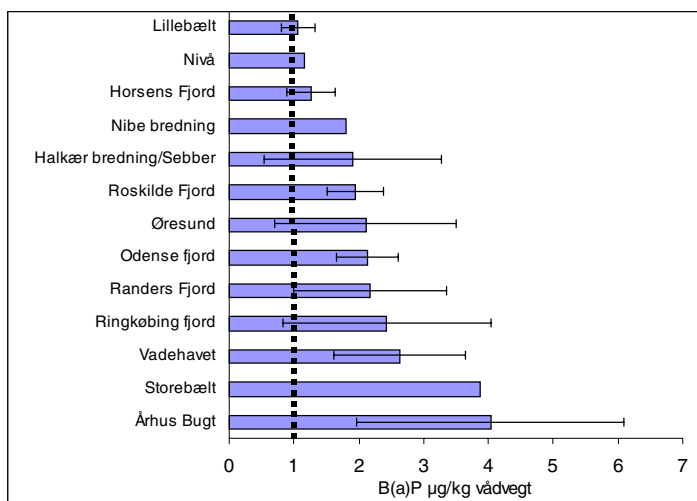
Klorerede aromatiske forbindelser. Siden 1970'erne har det været forbudt at bruge PCB og DDT i Danmark og i det øvrige vestlige Europa. Siden forbudet er koncentrationerne af PCB og DDT da også faldet. Stofferne findes dog stadig i muslinger fra samtlige målestationer i NOVA 2003 (**Figur mangler**).

EAC værdier for summen af syv PCB'er er bestemt til 5-50 µg/kg tørvægt hvilket modsvarer 1-10µg/kg vådvægt. For alle målestationer er PCB koncentrationen over den nedre grænse for EAC. Den norske tilstandsklasse I har 10 µg/kg vådvægt som grænseværdi. Ingen station overskrider disse værdier. Det skal bemærkes, at PCB-værdierne i NOVA 2003 er bestemt ud fra ti PCBer, og disse værdier er derfor ikke direkte sammenlignelige med værdierne for EAC, idet der her kun indgår syv PCBer.

Figur PCB mangler

Der findes dog tegn på, at der stadigvæk sker en diffus tilførsel, via langvejs transport med atmosfæren fra andre lande, som stadig bruger PCB, fx Rusland. I fisk fra Østersøen og Kattegat er forholdet mellem "nye" og "gamle" PCB koncentrationer blevet beregnet siden slutningen af 1980'erne (Östersjö '98). Forholdet har været faldende, men de sidste 3-4 år er forholdet mellem de to forblevet uændret eller øget, hvilket tyder på, at der sker en tilførsel af nyt PCB.

Polyaromatiske hydrokarboner (PAH'er) forekommer også ved alle målestationer og er i de fleste tilfælde højere end den norske tilstandsklasse I. Det skal dog bemærkes, at det i NOVA 2003 er målt for flere PAH'er end standarden kræver. Højmolekylære PAHer, fx anthracene, er klassificeret som carcinogene, mens lavmolekylære PAH'er, fx benzoapyrene, er akut giftige for marine dyr. I flere områder overskrides også den nedre EAC grænse for anthracen og i den ydre del af Roskilde Fjord overskrides også den øvre grænse på 10 µg/kg vådvægt. Benzoapyren koncentrationer er højere end de norske grænseværdier på alle stationer (Figur 3.9.18).



Figur 3.9.18 . Koncentrationen af benz(a)pyren i muslinger.

PAHer er mistænkt for at påvirke fisk negativt. Undersøgelser fra Sverige viser bl.a., at affgiftningenszymer i fisk er øget de sidste ti år (Ådjers, 1999). Dette tyder på at påvirkningen fra miljøfremmede stoffer er øget. Dette til trods for, at de fleste kendte stoffer (PCBer, DDTer) er faldet i koncentrationen over denne periode. PAH'er er trukket frem som en mulig årsag.

3.9.5 Tungmetaller og miljøfremmede stoffer ved Grønland

Stort set alle de målte miljøfremmede stoffer er fundet også i det grønlandske miljø. Af størst interesse er kviksølv og de klorerede kulbrinter bl.a. PCB og DDT.

Tilførsel, kilder og effekter

Forurenende stoffer i det marine miljø omkring Grønland stammer fra kilder udenfor Grønland. Stofferne transporteres til Grønland via atmosfæren og via havstrømme, og fra kilder i Grønland (Riget et al 2000). Transportvejenes indbyrdes betydning er ikke fuldt forstået, men der er ingen tvivl om, at menneskeskabt forurening hovedsageligt stammer fra kilder uden for Grønland. Kilder i Grønland har kun betydning lokalt, især hvor minedrift har fundet sted. Uregulerede lossepladser i byerne og bygderne samt affaldsforbrænding har forårsaget lokal marin forurening. Effekterne af dette er dog aldrig blevet studeret systematisk, da de forventes at være meget lokale og af relativ minimal betydning, da der ikke findes større industrier i Grønland. En handlingsplan til forbedring af affaldshåndtering iværksættes i 1996.

Den mest betydningsfulde forureningskilde i Grønland er metalminerne i Mestersvig, Ivittuut og Maarmorilik. Forurening af havet med bly og zink er og har været det værste miljøproblem ved disse miner. Fjordområder har været blyforurenede i op til 40 km fra minerne, og forureningen har fortsat, også efter lukningen af minerne, dog med en stadigt faldende niveau. Kilderne til forureningen er udledt mineaffald, efterladt gråbjerg med restindhold af bly og zink, spild af metalkoncentrat samt støvsprede, finknuste mineralpartikler.

Fra naturens side er kviksølvindholdet højt i mange af de marine kostprodukter (fisk, sæler mv.). Undersøgelser af bl.a. marine sedimenter viser, at omkring halvdelen af det kviksølv, der i dag findes i miljøet er af naturlig oprindelse. Den anden halvdel synes at være et resultat af menneskelige aktiviteter uden for Grønland og stammer især fra atmosfærisk nedfald. Nedfaldet skyldes eksempelvis Europas brug af kviksølvholdige produkter, produktionsprocesser og afbrænding af kul og affald. Udslippet til luft er generelt faldende, men der tilføres stadig en del til de arktiske områder.

Cadmium koncentrationerne i visse havfugle og havpattedyr i Grønland er så høje, at nyreskader kan forventes i disse dyr. Men sådanne effekter er endnu ikke blevet dokumenteret. Effekten af kviksølv i grønlandske dyr er vanskelig at vurdere, da alle dyr med et højt indhold af kviksølv også har et højt indholdet af selen som formodes at afgifte kviksølv.

Niveauet af bly og kviksølv i hår og af bly i knogler er højere i nutidens grønlændere end i de 500 år gamle mumier fundet nær Ummannaq. Koncentrationen af kviksølv, især metylkviksølv og visse klorerede forbindelser er i den traditionelle grønlandske kost på et niveau, hvor påvirkning af sundheden ikke kan udelukkes.

Billede af mumie findes i vedhæftet fil

Olieeftersforskningen i de Vestgrønlandske havområder har i de seneste årtier mest omfattet seismiske undersøgelser, og kun en enkelt prøveboring er hidtil gennemført. De udledte mængder af miljøfremmede stoffer er sammenlignet med den danske del af Nordsøen meget små, pga. aktivitetens begrænsede omfang.

Niveauet af persistente (langsomt nedbrydelige) organiske forureninger (POP) i fødekæderne i Grønland kan ikke forklares ud fra lokale kilder. Den hurtigste, mest betydningsfulde og mest direkte transportvej er atmosfærisk nedfald. Dog synes PCB i høj grad at blive transporteret af havstrømme fra Europa til Grønland. Men også transport via de store russiske floder, havis og atmosfæren synes at bidrage til tilførslen af PCB til Grønland. Det er karakteristisk, at koncentrationen af disse stoffer er højere i Øst-end i Vestgrønland, når der måles i de samme medier fx sæler.

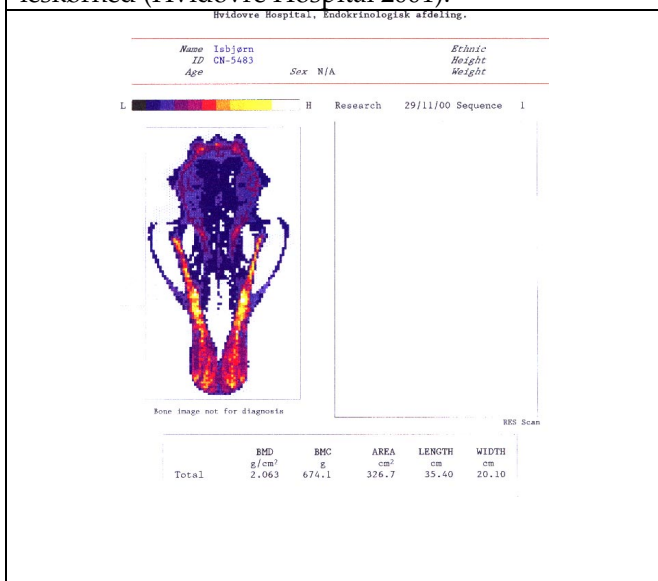
POPer i isbjørne. Isbjørne er øverst i fødekæden i Arktis, og de modtager derfor forholdsvis store mængder af de fedtopløselige, miljøfremmede stoffer (POPer) gennem føden, der især består af sælspek. Siden 1990 er der på Svalbard fundet ti tilfælde af hunisbjørne med forandringer i de ydre kønsorganer (såkaldte: *pseudohermafroditter*), hvor klitoris er forstørret. Isbjørne på Svalbard og i Østgrønland har de højeste POP-niveauer blandt verdens isbjørne, og høje POP-niveauer mistænkes for at have fremkaldt disse forandringer

I 1999 indledte Danmarks Miljøundersøgelser og Grønlands Naturinstitut en undersøgelse af POPernes mulige påvirkning på ydre og indre organer hos isbjørnene i Østgrønland. Studierne, der foregår i samarbejde med fangere fra Ittoqqortoormiit, Scoresbysund og Ammassalik kommuner, har tre hovedelementer:

- 1) at indsamle oplysninger fra de østgrønlandske isbjørnejægere om forekomsten af isbjørne, her især forekomsten af forandringer (synlige afvigelser fra det normale; f.eks. sygdomme) og om fangsten af isbjørne.
- 2) at undersøge knogler (kranier og penisben) samt organ- og vævsprøver fra 100 isbjørne nedlagt af fangere i Ittoqqortoormiit kommune i årene 1999-2001.
- 3) at sammenligne forekomsten af forandringer i et historisk og i det nyindsamlede materiale af kranier og penisben fra Østgrønland.

Figur 3.9.20 Eksempel på en af de undersøgelser som udføres på isbjørnekranier. Figuren viser indholdet af calcium-phosphat i kranie og kæbe. Røntgenskanningen (DXA) af isbjørnekranier er interessant idet flere studier viser, at pattedyr under stress (fx som følge af POP'er i miljøet) kan inducere knogleskørhed (Hvidovre Hospital 2001).

Hvidovre Hospital, Endokrinologisk afdeling.



Bjørnefangst i Østgrønland. På billedet ses fire fangere fra Scoresbysund på bjørnefangst i marts 2000. Den næsten fire uger lange fangsttur gav to isbjørne, fra hvilke der begge blev udtaget prøver til AM/GN's isbjørneundersøgelse (Foto: Steen Andersen/Foxtrot).



Især radionuclider transporteres med havstrømme. Det er målt både ved analyser af havvand og af tang. Det er især radionucliderne caesium-137 og technetium-99 fra oparbejdningsanlægget for brugt nukleart brændsel Sellafield i England, der er kilde til de radionuclider, der måles i Grønland.

3.9.6 Sammenfatning og fremtidige tiltag

Kilder og tilførsel. Havet er i mange tilfælde den endelige modtager af miljøfremmede stoffer og tungmetaller, uanset hvor kilderne er placerede. Det er foruroligende, at mange af de miljøfremmede stoffer observeres ved Grønland på trods af, at kilderne er langt væk. Langvejstransport af svært nedbrydelige stoffer kan også være en af årsagerne til, at stoffer som

PCB og DDT, der har været forbudt i de fleste vestlige lande i de sidste 25 år, stadigvæk er til stede i miljøet.

Udledning fra punktkilder som renseanlæg og industrier er i dag i stor udstrækning regulerede. Sammen med renere teknologi i industriernes produktionsprocesser og begrænsning af brug af de mest skadelige stoffer, er tilførslerne af mange af stoffer faldende. Det er straks vanskeligere at regulere og begrænse tilførslerne fra de diffuse udslip, fx afbrænding af kul og affald, samt ferskvandsafstrømning. Da det ofte er de diffuse udslip, som dominerer tilførslen, må der derfor ydes en stor indsats for at få kontrol over disse kilder. En umiddelbar vej er at begrænse kemikalieforbruget og dermed begrænse tilførslen til miljøet.

En anden type af kilde, der bør kontrolleres, er de områder, som er meget forurenede pga. tidligere tiders udledninger, fx havne og gamle industriområder. Disse områder tilfører det øvrige miljø stoffer dels gennem diffuse spredning dels ved klapping af havnesediment.

Tilstand. I det danske havmiljø er koncentrationerne af mange miljøfremmede stoffer og tungmetaller højere end, hvad der kan karakteriseres som god miljøtilstand. I visse tilfælde er koncentrationerne så høje, at der må forventes effekter på plante- og dyrelivet. Specielt fjorde og kystområder med udledning fra store byer og områder med industriel- og skibsaktivitet er kraftig påvirkede og langt fra at opfylde "generationsmålet".

Nye trusler. De fleste stoffer, som indgår i overvågningsprogrammerne, er dem vi allerede har erkendt som trusler mod havmiljøet. I gennem overvågningen øges vores kendskab til deres niveauer i danske farvand, og vi bliver bedre til at vurdere deres miljøeffekter, og dermed hvilke stoffer det er vigtigt at regulere i fremtiden.

Eksempler på nye stoffer, hvor vores viden ikke er særlig god er:

- bromerede flammehæmmer, som er fundet i havmiljøet såvel som i brystmælk (se kapitel 5.2),
- anti-bakterielle stoffer som triclosan, der bruges i rengøringsmidler og tandpasta, er fundet i fisk udenfor renseanlæg i Sverige (Förlin 2000), og
- der er påvist effekter af hormonforstyrrende stoffer i ferskvand (Bjerregard og Korsgaard, 1999) ➔ se også vandløbsafsnit 3.4).
- PFOS (perflouroktanylsulfonsyre) imprægneringsmiddel (PFOS er et stof, der har givet yderst betænkelige resultater i laboratorietests, bl.a. resultater, der viser reproduktions-skader hos anden generation af rotter udsat for stoffet. Desuden tyder alt på, at PFOS også er meget langsomt nedbrydeligt i miljøet (persistent) og har en tendens til at akkumuleres i menneske- og dyrevæv. Samtidig har man fundet stoffet i en lang række blodprøver hos mennesker og hos fiskeædende fugle – også i prøver fra nogle, der aldrig har været i berøring med stoffet. Konklusionen er, at der var grund til bekymring for hele befolkningsgrupper. Det er den viden, der har fået den amerikanske eneproducent af stoffet, virksomheden 3M, til at påbegynde en afvikling af stoffet på verdensplan. Aftalen gav international opmærksomhed om stoffet og medførte herhjemme, at Miljøstyrelsen igangsatte en nærmere undersøgelse af PFOS i danske produkter og marine sedimenter.).
- Alle de nye problem stoffer som bliver prioriteret for en reduktionsindsats ift. tilførslen til havet gennem havkonventioner og EU.

I Grønland er der en øget aktivitet i olieeftersforskning, der åbner mulighed for olieudvinding, selv om de seneste boreriger har givet negative resultater. Oliespild er vanskeligt at håndtere i isfyldte farvande og rummer risiko især for havfugle populationer og kystnære ressourcer som ammassat (torskefisk) og stenbider. De store mængder radioaktivt affald som opbevares i det nordlige Rusland udgør en trussel for hele Arktis, og især Grønland på grund af den Østgrønlandske strøm, der løber mod syd langs Grønlands østkyst.

I følge EUs Vandrammedirektivet skal miljøtilstanden kunne udtrykkes i form af kvalitetsklasser med tilhørende kvalitetkriterier. OSPARs assessment criteria (EACs) kan evt. være grundlag for disse kriterier. EAC'er findes dog for få stoffer. Det generelle problem ved at bestemme tilstandsklasser er, at der mangler viden for næsten alle stoffer. Det vil i fremtiden være et øget behov for at integrere information om tilførsel, koncentrationer og effekter af miljøfremmede stoffer i overvågningsprogrammet.

Referencer og yderligere læsning

- Bergman, A. & Bäcklin, B.-M., 1999: Gråsälars hälsa – bättre men inte bra, Östersjö'99, 10-14.
- Blanck, H. and B. Dahl (1996). "Pollution-Induced Community Tolerance (PICT) in marine periphyton in a gradient of tri-*n*-butyltin (TBT) contamination." *Aquatic Toxicology* 35: 59-77.
- Bjerregard, P., Korsgaard, B., 1999, Østrogen virkninger i vandmiljøet, Miljøforskning nr 40.
- Bøgestrand J. (red.). 2000: Vandløb og kilder 1999. NOVA 2003. Faglig rapport nr. 336 fra DMU. http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/fr336.pdf
- Dahllöf, I., Blanck H., Hall, P. & Molander, S., 1999: Long-term effects of tri-*n*-butyl-tin on the function of a marine sediment system. *Marine Ecology Progress Series* 188: 1-11.
- DMU Emissionsopgørelser af tungmetaller http://www.dmu.dk/1_viden/2_Miljoe-tilstand/3_luft/4_adaei/heavymetals.asp;
- Förlin, L., 2000: Undersökning av tånglake i Göta Älvs mynning, Stenungssund, Brofjorden och Fjällbacka. Göteborg, Bohuskustens vattenvårdsförbund: 13.
- Hovmand, M. & Kemp, K., 2000: Tungmetalledfald i Danmark 1999, faglig rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser no. 331. http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/fr331.pdf
- Hansen et al 2000: Marine Områder-Status over miljøtilstanden i 1999, NOVA 2003, Faglig rapport fra DMU, no. 333.
- Jensen, C.A., 1995: Tungmetaller i Århus Amts Kystvande, Udvikling og Status 1974 til 1994. Århus Amt. Natur og Miljø
- Knutzen, J., Rygg B., & Thélin, I. 1993: Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. virkninger av miljøgifter.: Statens forurensningstilsyn. 20 p.
- Larsson, D.G.J., Adolfsson-Erici, M., Parkkonene, J. Pettersson, M., Berg, A.H., Olsson, P.E., Förlin, L., 1999, Ethihyloestradiol – and undesired fish contraceptive, *Aquatic Toxicology*, 45, 91-97.
- Miljøstyrelsen, 2000: Punktkilder 1999. Orientering fra Miljøstyrelsen, 16/2000. <http://www.mst.dk/udgiv/Publikationer/2000/87-7944-298-6/html/default.htm>
- Millward, R. N. & Grant ,A. 2000: Pollution-induced tolerance to copper of nematode communities in the severely contaminated restronguet creek and adjacent estuaries, Cornwall, United Kingdom. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19(2): 454-461.
- Mogensen, B. B., Spliid, N. H., Hlew, A., 1999: Bekæmpelsesmidler - anvendelse og spredning i miljøet, Tema rapport fra DMU, nr. 26/1999
- Naturvårdsverket 2000: Svenske overvågningsdata 2000; www.nrm.se/mg/monitor.html.en.
- Naturvårdsverket, 2000b: Environmental quality criteria – coasts and seas, Naturvårdesverkets rapport no. 5052.
- OSPAR 1998: Report of the Third OSPAR Workshop on Ecotoxicological Assessment Criteria, (EAC), The Hague: 25-29 November 1996, Oslo and Paris Commission , 1998.
- Riget, F., Johansen,P., Dahlgaard, p., Mosbech, A., Dietz, R., and Asmund, G., 2000: The Seas around Greenland" in Seas at the Millenium: An Environmental Evaluation (Edited by C. Sheppard) Elsevier Science Ltd Volume 1 Regional chapters: Europe, The Americas and West Africa.
- Strand, J. & Jacobsen, J.A., (2000): Forekomst af organiske tinforbindelser i planter og dyr fra danske farvande: Akkumulering og fødekæderelationer. Arbejdsrapport, DMU no. 135.
- Vandmiljø 2000. Tilstand og udvikling. Af Svendsen, L.M. et al.

Vetemaa, M., Förlin, L., Sandström, O., 1997, Chemical industry effluent impacts on reproduction and biochemistry in a North Sea population of viviparous blenny (*Zoares viviparus*), *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 6, 33-41