



KVIKSØLVFORBINDELSER,
HCBD OG HCCPD
I DET DANSKE VANDMILJØ
NOVANA screeningsundersøgelse

Faglig rapport fra DMU nr. 794 2010

[Tom side]

KVIKSØLVFORBINDELSER, HCBD OG HCCPD I DET DANSKE VANDMILJØ

NOVANA screeningsundersøgelse

Faglig rapport fra DMU nr. 794 2010

Jakob Strand
Katrín Vorkamp
Martin M. Larsen
Fredrik Reichenberg
Pia Lassen
Morten Elmeros
Rune Dietz



Datablad

Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 794
Titel:	Kviksølvforbindelser, HCBd og HCCPD i det danske vandmiljø
Undertitel:	NOVANA screeningsundersøgelse
Forfattere:	Jakob Strand ¹ , Katrin Vorkamp ² , Martin M. Larsen ¹ , Fredrik Reichenberg ² , Pia Lassen ² , Morten Elmeros ³ og Rune Dietz ⁴
Afdelinger:	¹ Afdeling for Marin Økologi, ² Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi, ³ Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet, ⁴ Afdeling for Arktisk Miljø
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Aarhus Universitet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsesår:	Oktober 2010
Redaktion afsluttet:	Oktober 2010
Faglig kommentering:	Arbejdsgruppen vedrørende miljøfremmede stoffer i NOVANA
Finansiel støtte:	Midler til tværgående indsatser under NOVANA
Bedes citeret:	Strand, J., Vorkamp, K., Larsen, M.M., Reichenberg, F., Lassen, P., Elmeros, M. & Dietz, R. 2010: Kviksølvforbindelser, HCBd og HCCPD i det danske vandmiljø. NOVANA screeningsundersøgelse. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 36 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 794. http://www.dmu.dk/Pub/FR794.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Kviksølv ophobes i dyr i de akvatiske økosystemer, bl.a. i form af det meget giftige methylkviksølv. Koncentrationsniveauerne er i nogle danske vandområder så høje, at indholdet af kviksølv i muslinger og fisk overskrider EU's miljøkvalitetskrav, hvorved kviksølv vurderes at udgøre en risiko for fiskepisende dyr. De klorerede forbindelser hexachlorbutadien (HCBd) og hexachlorcyclopentadien (HCCPD) blev derimod ikke fundet i de undersøgte dyr.
Emneord:	Miljøfarlige stoffer, kviksølv, methylkviksølv, hexachlorbutadien, vandmiljø, bioakkumulering
Layout:	Anne van Acker
Forsidefoto:	Jakob Strand
Illustrationer:	Forfatterne/Anne van Acker
ISBN:	978-87-7073-191-1
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	36
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/Pub/FR794.pdf

Indhold

Forord 5

Sammenfatning 6

Summary 7

1 Introduktion 8

1.1 Baggrund og formål 8

2 Indsamling af prøver 9

3 Kviksølv og dets forbindelser 11

3.1 Analysemetoder for total- og organisk kviksølv 12

3.2 Resultater og diskussion 14

3.3 Konklusioner 23

4 Hexachlorbutadien (HCBD) og hexachlorcyclopentadien (HCCPD) 24

4.1 Analysemetode for HCBD and HCCPD 25

4.2 Resultater og diskussion 26

4.3 Konklusion 28

5 Referencer 29

Bilag 1 - Prøveoversigt 33

Bilag 2 - Data for HCBD, HCCPD, totalkviksølv og methylkviksølv i biota 35

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

[tom side]

Forord

Denne rapport omhandler en NOVANA screeningsundersøgelse af dels hexachlorbutadien (HCBd) og hexachlorcyclopentadien (HCCPD), dels kviksølv og dets forbindelser med fokus på methylkviksølv (MeHg). Formålet er at frembringe viden om deres forekomst i biota i det danske vandmiljø. Projektet er gennemført med henblik på at tilvejebringe et grundlag for at vurdere, hvorvidt disse af EU prioriterede stoffer fremover bør indgå i forbindelse med overvågning af miljøfarlige stoffer i biota i vandmiljøet. Projektet er finansieret af midler til tværgående indsatser under NOVANA.

En række personer skal takkes for bidrag til indsamlingen af de mange forskellige prøver. Her har bl.a. kollegaer i en række af de statslige miljøcentre bidraget, dels med selve prøvetagningen af muslinger og fisk qua koordineringen med igangværende NOVANA-aktiviteter, dels med at skabe kontakt til andre personer involveret i prøvetagningen, som fx Jens Peter Müller fra Fiskeøkologisk Laboratorium og Maks Klastrup fra Orbicon. Hans Henrik Erhardi fra Skov- og Naturstyrelsen, Vestsjælland og Ole Petersen takkes for assistancen ved indsamling af ederfugle og skarver. Kollegaerne bag prøvebanker i DMU's afdeling for hhv. Arktisk Miljø og Vildtbiologi skal takkes for frembringelsen af prøver af sæler og oddere, ligesom vildtkonsulenter og andre medarbejdere, der har deltaget i indsamlinger og dissektioner, har ydet en stor hjælp. DMU's laboranter Gitte Jacobsen og Annegrete Ljungqvist har udført laboratorieanalyserne af hhv. kviksølv og HCBd. Desuden har laboranterne Peter Kofoed, Kjeld Sauerberg, Thomas Krogh og Sigga Joensen bistået ved dissektion og udtagning af prøver. Desuden skal Peter Noe Markmann takkes for supplerende information om kviksølvniveauer i danske ferskvandsfisk.

Sammenfatning

Denne screeningsundersøgelse har haft til formål at tilvejebringe overvågningsdata for nogle af EU's prioriterede stoffer, hvor der i dag kun findes en begrænset viden om deres forekomst i det danske vandmiljø. Stofgrupperne er dels de klorerede forbindelser hexachlorbutadien (HCBD) og hexachlorcyclopentadien (HCCPD), dels kviksølv og dets forbindelser og med fokus på methylkviksølv i forhold til det totale indhold af kviksølv. Undersøgelsen skal skabe et datagrundlag, der skal bidrage med viden om, i hvilket omfang disse stoffer forekommer i vandmiljøet, er bioakkumuleret og om de udgør en risiko for dyr, der lever i ferskvands- og marine vandmiljøer i Danmark. Dette skal tilvejebringe et grundlag for at vurdere, hvorvidt stofferne fremover bør indgå i forbindelse med overvågning af miljøfarlige stoffer i biota i vandmiljøet – bl.a. i relation til forpligtelser under EU's vandrammedirektiv. Her er der fastlagt miljøkvalitetskrav for indholdet af netop kviksølv og hexachlorbutadien i biota.

Cirka 50 biotaprøver af muslinger, fisk, og fiskepisende fugle og pattedyr er udvalgt for at repræsentere akvatisk dyreliv fra forskellige ferskvandsmiljøer og marine områder i Danmark.

Undersøgelsen viste, at kviksølv og dets forbindelser forekommer i dyr fra forskellige trofiske niveauer i de akvatiske fødekæder både i ferskvand og det marine miljø. Koncentrationsniveauerne af kviksølv og dets forbindelser overskred i flere af områderne EU's miljøkvalitetskrav for kviksølv i både muslinger og fisk, som er fastsat til beskyttelse af fiskepisende dyr i toppen af de akvatiske fødekæder. Resultaterne viste desuden, at methylkviksølv udgjorde mellem 10 % - 45 % af totalkviksølv i muslinger. I fisk udgjorde methylkviksølv hovedparten af det totale indhold af kviksølv (80 % - 100 %) i muskeltvæv. Markant højere niveauer af kviksølv forekom i fiskepisende dyr som skarv, odder og spættet sæl på grund af en betydelig eksponering til kviksølv fra deres fødeemner, hvilket viser en væsentlig optagelse og biomagnificering af kviksølv op igennem fødekæderne. I ingen tilfælde overskred koncentrationsniveauerne i de undersøgte prøver grænseværdien for kviksølv i muslinger og fisk beregnet for humant konsum, men de kan udgøre en risiko for fiskepisende dyr.

De klorerede forbindelser HCBD eller HCCPD blev derimod ikke fundet i koncentrationer over detektionsgrænsen i de undersøgte biotaprøver i denne screeningsundersøgelse. Samtlige resultater lå under analysemetodens detektionsgrænse på $<0,27 \mu\text{g}/\text{kg}$ biologisk materiale. Andre overvågningsaktiviteter i Danmark har dog påvist HCBD i sediment fra forskellige kystnære områder i 2008 og 2009, men i lave koncentrationsniveauer.

Summary

This screening study has been designed to provide monitoring data for some of the EU priority substances, of which only limited knowledge exists regarding their occurrence in the Danish aquatic environments. The study concerns the two chlorinated compounds hexachlorobutadiene (HCBD) and hexachlorocyclopentadiene (HCCPD) and the metal mercury (Hg) and its compounds, i.e. primarily methylmercury in relation to the total content of mercury. The study assesses the presence of those compounds, their bioaccumulations and the associated risk for aquatic organisms. This information will contribute to the assessment of whether these substances should be included in future national monitoring programmes of the aquatic environment in relation to obligations under the EU Water Framework Directive, which includes environmental quality standards (EQS) for mercury and HCBD in biota.

Approximately 50 samples of mussels, fish and piscivorous birds and mammals were selected to represent the fauna from various freshwater and marine areas in Denmark.

The study showed that mercury and its compounds were present in aquatic organisms from different trophic levels of the food webs in both freshwater and marine environments. The levels of mercury exceeded in several areas the EU environmental quality standard of 20 µg/kg wet weight in both mussels and fish, which has been established to protect fish-eating top predators. Methylmercury constituted 10 % - 45 % of total mercury in mussels. However, in the muscle tissue of fish, 80 % - 100 % of total mercury was methylated. Even higher mercury concentrations were found in piscivorous wildlife species like cormorant, otter and harbour seal, indicating a significant biomagnification from dietary exposure. The maximum level for mercury in fishery products useful for human consumption was not exceeded in any of the analysed fish samples, although the mercury levels can pose a risk for fish-eating top predators.

The chlorinated compounds HCBD and HCCPD were not found in concentrations higher than the detection limits in any of the biota samples analyzed. All analytical results indicated levels below the method detection limit of <0.27 µg/kg of wet tissue. However, HCBD has been detected in sediments from Danish coastal waters under the NOVANA monitoring program in 2008 and 2009, albeit at low levels.

1 Introduktion

1.1 Baggrund og formål

Mange forskellige typer af miljøfarlige stoffer er i dag spredt i miljøet pga. både nuværende og tidligere brug i bl.a. landbrug, industri og husholdningsprodukter. Det nationale overvågningsprogram i Danmark (NOVANA) har demonstreret, at en række miljøfremmede stoffer og tungmetaller forekommer i miljøet i dag (*Boutrup et al. 2009*). Mange af disse stoffer vurderes at udgøre en risiko for at medføre uønskede effekter i økosystemet, fordi de bl.a. er langsomt nedbrydelige (persistente), bioakkumulerbare og skadelige for dyr og/eller planter, samtidigt er der også en stigende bekymring for effekter i mennesker, bl.a. hormonforstyrrende effekter.

Formålet med screeningsundersøgelsen var en tilvejebringelse af overvågningsdata for nogle EU prioriterede stoffer, hvor der i dag kun findes en begrænset viden om deres forekomst i det danske vandmiljø. Stofgrupperne er dels de klorerede forbindelser hexachlorbutadien (HCBD) og hexachlorcyclopentadien (HCCPD), dels kviksølv og dets forbindelser, og med fokus på methylkviksølv i forhold til det totale indhold af kviksølv.

Screeningsundersøgelsen har haft fokus på at vurdere forekomsten i biota, dvs. muslinger, fisk, og fiskespisende fugle og pattedyr, med henblik på at vurdere bioakkumulation og biomagnifikation og derved også risikoen for dyr, der lever i ferskvand og det marine vandmiljø i Danmark. Dette skal danne grundlag for at vurdere disse stoffers relevans i en dansk sammenhæng, og dermed hvorvidt disse stoffer fremover bør indgå i forbindelse med overvågning af miljøfarlige stoffer i biota i vandmiljøet i relation til forpligtelser under EU's vandrammedirektiv (*EU 2000*) og det dertil knyttede datterdirektiv (*EU 2008a*). I datterdirektivet er der fastlagt miljøkvalitetskrav for indholdet af netop kviksølv og HCBD i biota (*EU 2008a*). Dette skyldes en vurdering af, at det ikke er muligt at sikre beskyttelse mod indirekte virkninger og sekundær forgiftning af disse stoffer alene ved miljøkvalitetskrav til overfladevand.

Screeningsprojektet er opbygget som to delprojekter omkring hhv. kviksølv og dets forbindelser (*kapitel 3*) og de klorerede forbindelser HCBD og HCCPD (*kapitel 4*), men med en fælles prøvetagning (*kapitel 2*). Prøvetagningen har bl.a. draget nytte af den eksisterende NOVANA prøvetagning af muslinger og fisk, hvilket muliggør indbyrdes sammenligninger af forekomst og skæbne af disse stoffer i miljøet.

Yderligere er der inddraget nogle prøver fra fiskespisende fugle og pattedyr - hhv. skarv, odder og spættet sæl - i screeningsundersøgelsen. Dette giver naturligvis ikke et fuldstændigt overblik af stoffernes skæbne i miljøet, men vil alligevel give et godt indblik i stoffernes biomagnificeringspotentialer i fødekæderne i ferskvand og det marine miljø.

2 Indsamling af prøver

Indsamlingen af prøver fra blåmuslinger og fiskearterne skrubbe, ålekvalbe og ålekvalbeunger er foregået ved brug af eksisterende NOVANA-prøver, da disse arter anvendes i forbindelse med NOVANA-overvågning af miljøfarlige stoffer og effekter i det marine miljø.

Tabel 2.1. Oversigt over biotaprøver, der er analyseret for enten ^a HCBD og HCCPD eller ^b kviksølv og dets forbindelser. For muslinger og fisk er der anvendt puljede prøver sammensat af delprøver fra flere individer, mens der for skarv, odder, sæl og skarv er anvendt individbaserede prøver.

		Væv	Antal
Marint miljø			
Blåmusling	<i>Mytilus edulis</i>	Hele ^{a, b}	10
Skrubbe	<i>Platichthys flesus</i>	Muskel ^{a, b}	5
Ålekvalbe	<i>Zoarces viviparus</i>	Muskel ^{a, b}	6
Ålekvalbe (yngel)	<i>Zoarces viviparus</i>	Hele kuld ^{a, b}	6
Spættet sæl	<i>Phoca vitulina</i>	Lever ^a , muskel ^b	3
Skarv	<i>Carbo cormoranus</i>	Lever ^a , muskel ^b	3
Ferskvand			
Spids malermusling	<i>Unio tumidus</i>	Hele ^{a, b}	1
Skalle	<i>Rutilus rutilus</i>	Muskel ^{a, b}	1
Aborre	<i>Perca fluviatilis</i>	Muskel ^{a, b}	3
Ål	<i>Anguilla anguilla</i>	Muskel ^{a, b}	5
Odder	<i>Lutra lutra</i>	Lever ^a , muskel ^b	3

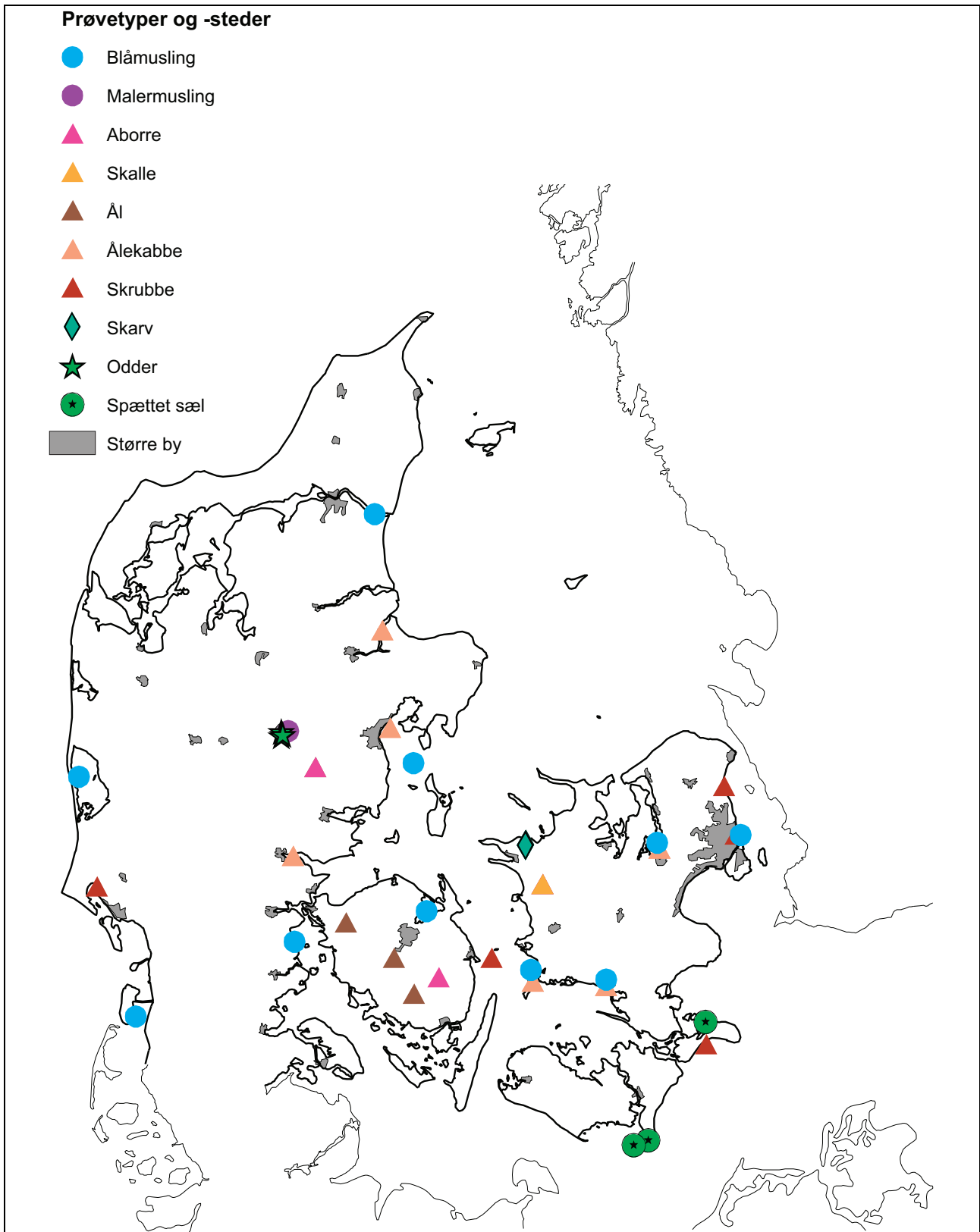
Ferskvandsfiskene aborre, ål og skalle er indsamlet med assistance fra Orbicon, Fiskeøkologisk Laboratorium og Miljøcenter Århus i forbindelse med forskellige fiskeundersøgelser i søer og vandløb. Ferskvandsmuslingen spids malermusling er indsamlet ved Silkeborg Langsø i forbindelse med et andet DMU-projekt omkring hormonforstyrrende stoffer i danske vandløb, og inddraget i denne undersøgelse.

Skarver er indsamlet ved nedskydning i Saltbæk Vig med assistance fra Skov- & Naturstyrelsen, Vestsjælland.

Prøverne af sæler og oddere er udtaget fra eksisterende prøvebanker i DMU afdelingerne for Arktisk Miljø (AM) i Roskilde og Vildtbiologi & Biodiversitet (VIBI) på Kalø, hvor de har været opbevaret ved -20°C.

Arter og antallet af analyserede prøver er sammenfattet i *tabel 2.1* og lokaliteterne for indsamlingen af prøver kan ses på *figur 2.1*. Mere detaljerede oplysninger om stationer og de enkelte prøver findes i *Bilag 1*.

Prøverne af musling består af op mod 50 individer, der er slået sammen til én prøve, homogeniseret og derpå uddelt til de forskellige analyser. Tilsvarende er prøverne bestående af muskelstykker fra ryggen af fisk af flere individer (5-10 stk.). Derimod er prøverne for fugle og pattedyr blevet analyseret på individniveau, hhv. muskel til kviksølvanalyser og lever fra fugle og pattedyr til analyse for HCBD og HCCPD.



Figur 2.1. Placering af lokaliteter for indsamling af prøver til denne screeningsundersøgelse. Prøver af muslinger, fisk, fugle og pattedyr er indsamlet både i ferskvandsmiljøer og marine områder.

3 Kviksølv og dets forbindelser

Kviksølv findes i flere former, men overvågningen i det akvatiske miljø i Danmark har hidtil kun omfattet analyser af totale indhold af kviksølv, kaldet totalkviksølv. Dette på trods af at specieringen af kviksølvforbindelser, i form af uorganisk kviksølv og organiske kviksølvforbindelser som fx methylkviksølv, er vigtig til vurdering af skæbnen og effekterne af kviksølv i miljøet. Alle tungmetaller, herunder også kviksølv (Hg), forekommer naturligt i havmiljøet med et såkaldt baggrunds niveau, men ved forhøjede niveauer er alle tungmetallerne skadelige for organismer i vandmiljøet. Methylkviksølv dannes ved biogeokemisk metylering af uorganisk kviksølv, bl.a. af anaerobe bakterier der lever i sedimenter i både ferskvand og det marine miljø.

Menneskeskabte forureninger, både gennem diffus- og punktkildeforurening i nærheden af lokale kilder, er væsentlige årsager til forekomsten af forhøjede kviksølv niveauer i miljøet. Det er estimeret, at kilder forårsaget af menneskelig aktivitet udgør mere end halvdelen af den diffuse atmosfæriske deposition af kviksølv i Nordsø-området (*OSPAR 2004*). Globalt set er blandt andet chlor-alkali-produktion, guldudvinding i mindre målestok, måle- og kontroludstyr og tandfyldninger blandt de store enkeltanvendelser. På europæisk plan er det især chlor-alkali-produktionen, der er dominerende mængdemæssigt. Danmark arbejder, både i EU og internationalt på at få så omfattende begrænsninger som muligt, herunder både forbud mod anvendelse og eksport for at minimere udslippene på global basis (*Miljøstyrelsen 2009*). Det danske forbrug af kviksølv er faldet meget de sidste årtier og er nu forholdsvist beskedent. En rapport fra 2003 opgør kviksølvforbruget til 2.100 - 5.000 kg/år, mens importen af kviksølv og kviksølvholdige varer har været af størrelsen 2.000 - 3.800 kg/år, og eksporten med færdigvarer har været ubetydelig (*Skårup et al. 2003*). Ud fra NOVANA-overvågningsdata fra punktkilder er det vurderet, at udledninger af spildevand fra rensningsanlæg i perioden 1998 - 2003 bidrager med ca. 66 kg per år (middelkoncentration på 0,09 µg/l) til det danske vandmiljø (*Boutrup et al. 2009*).

En generel nedadgående tendens for kviksølv niveauerne i det marine miljø ses dog ikke endnu, hverken inden for havkonventionerne Oslo Paris konventionernes (*OSPAR*) eller Helsinki konventionens (*HELCOM*) områder, der dels dækker det Nordatlantiske område inklusiv Kattegat og en række danske fjorde, dels Østersøen inklusiv de indre danske farvande (*OSPAR 2009; HELCOM 2010*). Status for analyserne af den tidlige udvikling for kviksølv i det marine miljø i Østersøen og Kattegat viser, at for perioden 1998 - 2007 er der kun fundet 5 statistisk signifikante tendenser over tid på 35 mulige stationer, hvoraf de 2 trends var stigende, og 3 var faldende (*HELCOM 2010*).

Kviksølv er giftigt i meget lave koncentrationer for de fleste former af liv og opkoncentreres bl.a. i muskelvæv og indre organer som leveren. Kviksølv har dog ikke nogen kendt nyttevirkning i organismer modsat andre metaller som fx nikkel, kobber, zink og jern. Sammenlignet med uorganisk kviksølv er organiske kviksølvforbindelser som methylkviksølv de mest skadelige typer af kviksølvforbindelser for både dyr og

mennesker. Uorganisk kviksølv anses som mindre problematisk end methylkviksølv, da det ikke optages særlig godt over mavetarmkanalen i hverken fisk, andre dyr eller mennesker. Desuden har methylkviksølv et højt potentiale for at blive bioakkumuleret op igennem fødekæden, og kviksølv kan udgøre en risiko for især fiskespisende toppredatorer som fugle og marine pattedyr (EU 2005a, b). Bioakkumulering og biomagnificering af methylkviksølv gennem de akvatiske fødekæder medfører endvidere, at kviksølvindholdet i visse fiskearter kan udgøre en risiko for menneskers sundhed med flere kostråd til følge (Fødevarestyrelsen 2006). For de organiske kviksølvforbindelser vurderes den kritiske effekt at være påvirkning af fosterudviklingen, herunder at kunne medføre misdannelser og effekter på nervesystemet og hjernen. Methylkviksølv dannes primært fra uorganisk kviksølv ved hjælp af forskellige mikrobielle processer i bl.a. sediment. Andre typer af organiske kviksølvforbindelser kan omfatte bl.a. thiomersal (indeholder ethylkviksølv), som anvendes som konserveringsmiddel i nogle vacciner, og phenylkviksølv, der tidligere blevet anvendt som fungicid i landbruget.

3.1 Analysemetoder for total- og organisk kviksølv

Der er analyseret i alt 46 prøver af muslinger, fisk, fugle eller pattedyr for både totalkviksølv og methylkviksølv.

3.1.1 Analyse af organiske kviksølvforbindelser

Analysen af organiske kviksølvforbindelser blev foretaget med fokus på methylkviksølv (MeHg) og baseret på basisk oplukning, derivatisering og detektion med gaskromatograf koblet til en detektor af typen koblet plasma massespektrometri (GC-ICP-MS). Metoden er modificeret ift. undersøgelsen beskrevet af Tseng *et al.* (1997) og Monperrus *et al.* (2005).

Som start blev ca. 0,5 g frysetørret vævsmateriale afvejet, hvorpå der blev tilsat propylkviksølv som intern standard. Derpå blev 5 ml 20 % NaOH tilsat i varmebad ved 60°C i 1 time. Bundfaldet blev centrifugeret fra og supernatanten blev tilsat natriumacetat og neutraliseres til pH = 5 med 2 M svovlsyre. Supernatanten derivatiseres med natriumtetraethylborat, og de ethylerede kviksølvforbindelser blev ekstraheret under kraftig omrystning med pentan, hvilket blev gentaget 3 gange. Pentanfasen blev tørret ved hjælp af vandfrit natriumsulfat og derpå inddampet under et argon-flow. Den interne standard propylkviksølv blev syntetiseret ved en kontrolleret reaktion mellem kviksølvklorid og natriumtetrapropylborat.

Speciering og kvantificering af methylkviksølv blev foretaget med gaskromatografi koblet med ICP-MS (begge af mærket Agilent).

I tilfælde af at koncentrationen af methylkviksølv var højere end koncentrationen af totalkviksølv i prøverne, blev den procentvise andel som udgøres af methylkviksølv afrundet til 100 %. Dimethylkviksølv og det tidligere anvendte fungicid phenylkviksølv blev ikke detekteret i de undersøgte miljøprøver.

DMU har også analyseret for methylkviksølv i biota i forbindelse med en anden nyere undersøgelse af forekomst af kviksølv i en grønlandsk fødekæde (Riget *et al.* 2007).

3.1.2 Analyse af totalkviksølv

Analysen af totalkviksølv var baseret på frysetørrede prøver, fra samme pulje som anvendt til methylkviksølv, hvor 0,4 g blev oplukket med halvkoncentreret salpetersyre i mikrobølgeovn (DS 259, modificeret). Den oplukkede prøve blev tilsat yderligere BrCl-opløsning ved ophældning til analyse for at sikre nedbrydning af organometalforbindelser før analysen, der foregik ved Perkin Elmers Flow injektion analyser, FIMS-400, hvor prøven blev blandet med en borhydrid opløsning, som omdanner Hg²⁺ til Hg(g), der med en argon luftstrøm føres op i en kuvette, hvor absorptionen af Hg(g) bestemmes. Kviksølvniveauet i prøven blev kvantificeret over for en ekstern standardkurve og fulgte NOVANAs tekniske anvisninger. Se også Strand *et al.* (2005).

3.1.3 Kvalitetssikring

I hver batch blev desuden en kendt blanding af kviksølvstandarder til brug for bestemmelse af retentionstider og responsfaktorer, blindprøver, en certificeret MeHg-standard tilsat vand og certificeret referencematerialer af hhv. fisk (DOLT-4) og skaldyr (TORT-2) analyseret. Oplysninger om kvalitetssikring ses i *tabel 3.1*.

Derudover blev analyserne af methylkviksølv i biotaprøver også kvalitetsvurderet ved deltagelse i en international ringtest (nr. 452) under Det Internationale Atomenergiagentur (IAEA) i 2009. Interkalibreringen viste gode genfindinger på 113 % ± 19 % for methylkviksølv på 20 µg Hg/kg tørstof (ts) i prøver af kammuslinger og med en samlet z-score på 1,20, hvilket anses som tilfredsstillende (IAEA 2009).

Kvalitetskontrollen for totalkviksølv udgøres af et internt referencemateriale for muslinger (Marina, anvendt siden 1990'erne) og et certificeret referencemateriale (DOLT-3) for fisk, hvor en dobbeltprøve blev medtaget for hver 8. prøve. Herudover blev der medtaget en blind- og en dobbeltbestemmelse af de almindelige prøver. Herudover deltages mindst 2 gange årligt i internationale interkalibreringer (QUASIMEME og IAEA), når de udbydes.

Alle certificerede referencematerialer (DOLT og TORT) produceres af og blev indkøbt fra National Research Council, Canada (www.nrc-crnc.ca).

Detektionsgrænsen for totalkviksølv blev bestemt til 6 µg/kg ts ud fra blindprøverne (n = 26) som 3 gange standardafvigelsen plus middelværdien, hvilket ligger under den akkrediterede detektionsgrænse på 10 µg/kg ts. For MeHg er detektionsgrænsen fastlagt ud fra støjniveauet i kromatogrammerne, og den anførte detektionsgrænse er et 'normalniveau', som kan variere fra prøve til prøve, afhængig af prøvemængdens størrelse, inddampningsgraden og responsfaktoren for pågældende prøveserie.

Tabel 3.1. Oplysninger ved kvalitetssikring af analyser for indholdet af totalkviksølv og methylkviksølv i biotaprøver.

	Total Hg (µg Hg/kg tørstof)	MeHg (µg Hg/ kg tørstof)
Detektionsgrænse (muslinger)	10	10
Detektionsgrænse (fisk)	10	50
Genfinding, MeHg-spike til vand	ikke målt	105 % ± 7 %
Genfinding, DOLT-3 hhv. 4 (fisk)	122 % ± 3%	72 % ± 13 %
Genfinding, TORT-2 (skaldyr)	ikke målt	118 ± 15 %
Genfinding, Marina (musling)	96 % ± 6 %	ikke målt
Genfinding, Kammusling nr. 452, IAEA interkalibrering 2009	105 % ± 5 % (Z-score = 0,43)	113 % ± 19 % (Z-score = 1,20)
Relativ analyseusikkerhed	<10 %	<20 %

I rapporten er koncentrationerne af kviksølv efterfølgende omregnet fra tørstof til vådvægt ud fra vandindholdet, der er bestemt ved frysetørring (NOVANA tekniske anvisninger).

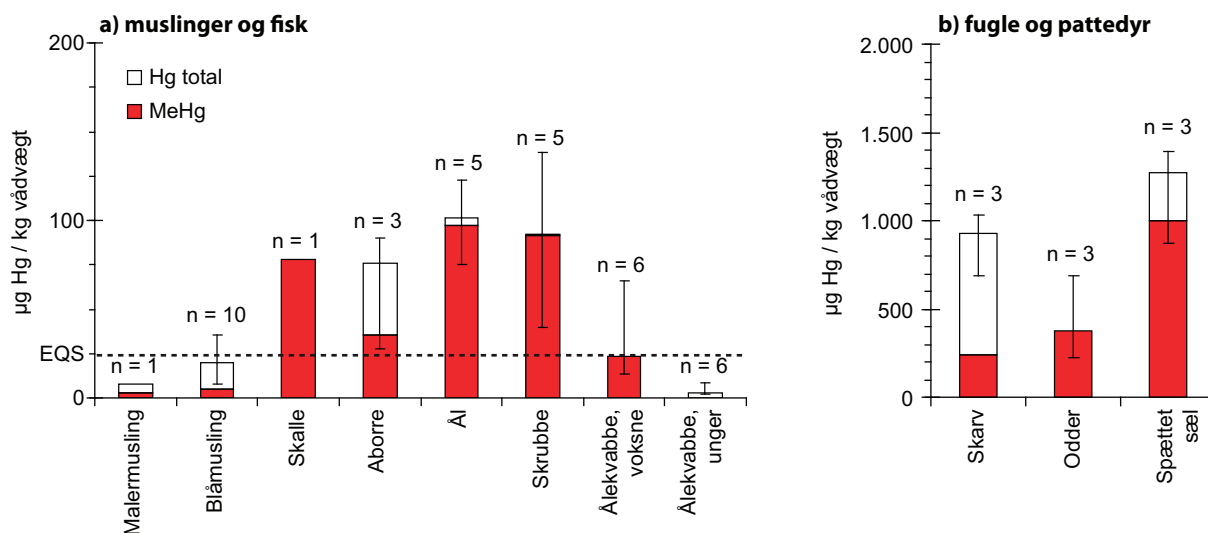
3.2 Resultater og diskussion

Kviksølv og methylkviksølv kunne detekteres i samtlige undersøgte arter fra både ferskvandsmiljøer og det marine miljø (figur 3.1). En oversigt over alle analysedata kan desuden ses i Bilag 2.

De højeste koncentrationsniveauer blev fundet i fiskespisende dyr som skarv, odder og spættet sæl i toppen af fødekæden. De laveste niveauer forekom i muslinger samt i ålekvabbe og dens unger. Hos de voksne fisk fandtes de højeste niveauer i ål og skrubbe, men de var ellers ikke væsentlig forskellige fra niveauerne fundet i hhv. aborre og skalle. Det skal i denne sammenhæng nævnes, at ikke alle prøver var analyseret på fisk i de samme alders-/størrelsesgrupper, hvilket kan have stor betydning for de artsmæssige forskelle. Det skal desuden bemærkes, at de undersøgte prøver af muslinger og fisk består af sammenblandede prøver fra flere individer og derved repræsenterer et gennemsnitligt niveau. Det kan ikke udelukkes, at de enkelte individer har både betydeligt lavere og højere niveauer end den middelværdi, som en sammenblandet prøve er et udtryk for, da en stor individvarians ofte kan forekomme.

Med hensyn til methylkviksølv viste resultaterne, at methylkviksølv udgjorde mellem 10 % og 45 % af totalkviksølv i blåmuslinger og malermuslinger fra hhv. det marine miljø og ferskvand.

I muskelvæv fra fisk udgjorde methylkviksølv derimod hovedparten (80 % - 100 %) af det totale indhold af kviksølv. De undersøgte fisk omfattede ferskvandsfiskene skalle og ål og af marine fisk hhv. ålekvabbe og skrubbe. For de 3 prøver af aborre var koncentrationerne af methylkviksølv lave i forhold til totalkviksølv (<50 %). Disse var også forventet at være over 70 %. For eksempel viste en undersøgelse fra Tjekkiat, at andelen af methylkviksølv i muskel fra aborre var 80 % - 88 % (Houserova *et al.* 2007). Det skal desuden bemærkes, at koncentrationen af totalkviksølv var betydeligt mindre i ålekvabbens unger end muskelvæv fra de voksne moderfisk. Som den eneste matrix var koncentrationen af methylkviksølv desuden under detektionsgrænsen i samtlige undersøgte prøver af ålekvabbeunger.



Figur 3.1. Koncentrationsniveauerne af totalkviksølv (røde og hvide søjler sammenlagt) og andelen som methylkviksølv udgør heraf (angivet med røde søjler) i de undersøgte marine og ferskvandsarter af a) muslinger og fisk og b) fugle og pattedyr. n angiver antallet af analyserede prøver. Koncentrationen af totalkviksølv er angivet som medianværdier og bærrene angiver hhv. minimums- og maksimumsværdier for totalkviksølv. Den stiplede linje angiver EU's miljøkvalitetskrav (EQS) på 20 µg Hg/kg vådvægt, der er fastsat i baggrundsdokumentet til EU's vandrammedirektiv til beskyttelse af toppredatorer, som fiskespisende fugle og pattedyr, mod skadelige effekter af (methyl)kviksølv.

Medianværdierne for koncentrationen af kviksølv i muskeltvæv fra de undersøgte skarver, oddere og sæler, der repræsenterede fiskespisende dyr i toppen af fødekæderne, var henholdsvis 926, 375 og 1.275 µg Hg/kg vådvægt med en maksimumsværdi på 1.394 µg Hg/kg vådvægt i spættet sæl. Niveauer af både methylkviksølv og totalkviksølv sammenlignet med de undersøgte fisk blev fundet at være fra 2,5 til 10 gange højere i de fiskespisende dyr sammenlignet med fiskene, hvilket understøtter, at kviksølv biomagnificeres gennem fødekæderne. I muskeltvæv af skarver udgjorde methylkviksølv 20 % - 30 % af totalkviksølvkoncentrationen sammenlignet med 62 % - 100 % i oddere og sæler.

3.2.1 Miljøkvalitetskrav for kviksølv og dets forbindelser

For en række prioriterede miljøfarlige stoffer, herunder kviksølv og dets forbindelser, er der af EU fastsat miljøkvalitetskrav for at sikre forsvarlig beskyttelse af vandmiljøet og menneskers sundhed (EU 2008a). Disse miljøkvalitetskrav skal danne grundlag for vurderinger af, om vandmiljøet kan karakteriseres som værende i god kemisk tilstand i forbindelse med EU's vandrammedirektiv (2000/60/EF). Miljøkvalitetskrav er fastsat ud fra forudsætningen, at kemisk forurening af overfladevand kan udgøre en trussel både for vandmiljøet i form af akut og kronisk toksicitet over for vandorganismer, akkumulering i økosystemet og tab af levesteder og biodiversitet og for menneskers sundhed (EU 2008a).

I EU-direktivet 2008/105/EF er der fastlagt et miljøkvalitetskrav på 20 µg/kg vådvægt for indholdet af kviksølv i biota (EU 2008a). Dette miljøkvalitetskrav gældende for biota omfatter bløddele (vådvægt), og ifølge direktivet skal man som biota vælge den mest velegnede indikator blandt fisk, bløddyr, krebsdyr og anden biota (EU 2008a). Ifølge direktivet gælder miljøkvalitetskravet for totalkviksølv i biota. Det skal bemærkes, at det af det bagvedliggende 'Substance Data Sheet for Mercury and its Compounds' (EU 2005a) med beregningsgrundlaget for miljøkvalitets-

kravene i EU-direktivet 2008/105/EF fremgår, at miljøkvalitetskravet på 20 µg/kg vådvægt (afrundet fra 22 µg/kg vådvægt) er beregnet en risikovurdering for metylkviksølv til beskyttelse af toppredatorer som fiskespisende fugle og pattedyr mod et for højt niveau af metylkviksølv i deres fødeemner. I 'Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive' (EU 2010) er det ligeledes bemærket, at EQS-værdien oprindeligt er fastsat i forhold til metylkviksølv.

EU's miljøkvalitetskrav på 20 µg/kg vådvægt svarer stort set til OSPARs baggrundsvurderingsniveau (BAC) på 18 µg/kg vådvægt for totalkviksølv i muslinger, men er til gengæld væsentligt under OSPARs BAC i niveauet af totalkviksølv på 35 µg/kg vådvægt i fisk (OSPAR 2009, se også faktaboks). Under denne forudsætning vil kviksølvniveauet i mange områder i dag være over miljøkvalitetskravet, selvom det vurderes at være omkring baggrundsniveauet.

Faktaboks om OSPARs baggrundsvurderingsniveauer (BAC) for miljøfarlige stoffer

Inden for havkonventionen OSPAR (Oslo og Paris kommissionernes konvention til beskyttelse af havmiljøet i det nordøstlige Atlanterhav) indgår bl.a. miljøvurderinger af forekomsten af miljøfarlige stoffer. OSPAR har siden 1992 forsøgt at etablere et datasæt for baggrunds-/referencekoncentrationer (BRC) for metaller og andre miljøfarlige stoffer gennem workshops, hvor de deltagende lande havde medbragt relevante miljødata fra 'baggrunds'- eller 'reference'-områder. Workshoppen fra 1992 blev fulgt op af en ny i 1996 og den seneste i 2004.

Baggrundskoncentrationen er hver gang baseret på historiske eller nutidige data fra 'uberørte' og 'fjerne' områder. For Hg i sediment drejer det sig om sedimentkerner, der er dateret til før ca. 1850 og som ikke er udtaget i lavvandede kystområder, og fortrinsvis fra finkornede eller sigtede prøver til <20 µm kornstørrelse. Data er herefter normaliseret til 50 g/kg (5 %) aluminium (Al) eller 50 mg/kg lithium (Li) efter OSPARs normaliseringsguidelines (se også Strand *et al.* 2004).

For biota var der ikke et tilstrækkeligt antal nye data til rådighed, ligesom der ikke fandtes data fra før 1850, så her blev den øvre BRC-værdi fra en workshop i 1996 anvendt som baggrundskoncentration. Disse data blev, som for sedimenter, indsamlet i 'uberørte' og 'fjerne' områder, og derefter blev der lavet summarisk statistik, så hvert område blev tilknyttet et tal (medianen). Alle datasæt blev screenet og vurderet, inden de blev accepteret, så ingen var i nærheden af kendte potentielle punktkilder til metaller. Data fra ICES databasen og litteraturværdier blev anvendt, hvor analyserne var veldokumenterede, og certificeret referencemateriale indgik ligeledes.

Baggrundsvurderingsniveauet (Background Assessment Concentration, BAC) fremkommer ved at tage BRC-værdien og lægge en spredning til, som svarer til analyseusikkerheden for stoffet i en række længere tidsserier, og angivet som % afvigelse fra den estimerede middelværdi for de sidste 10 år). For metaller i muslinger er denne vurderet til 14 % og for fisk 21 %, som lægges til BRC-værdien. En koncentration, der ligger under BAC og har en øvre konfidensgrænse under BAC-værdien, vil herefter kunne siges at være tæt på eller ved baggrund (OSPAR målsætning). Hvis den øvre konfidensgrænse er over BAC, vurderes koncentration ikke at være tæt på eller ved baggrund. For tidstrend-analyser vurderes konfidensgrænserne ud fra modellens konfidensgrænser. I denne rapport sammenlignes de målte koncentrationer direkte med BAC, hvilket giver en lavere statistisk sikkerhed for, at prøven er tæt på eller ved baggrund: den statistiske test går fra at være 'grøn' til 'brun', da der vil forekomme falske positive.

Hvis man vælger at tage hensyn til et muligt naturligt baggrundsniveau for kviksølv og dermed alene vurderer EU's miljøkvalitetskrav op imod den andel af den målte kviksølvkoncentration, som ligger over baggrundsniveauet, kan man i højere grad tage hensyn til den del af kviksølvbelastningen, der kan tillægges forurening af menneskelige aktiviteter. I denne henseende bør de målte koncentrationer holde sig under 38 og 55 µg/kg vådvægt for totalkviksølv i henholdsvis muslinger og fisk, hvis OSPARs BAC-værdier anvendes til fastsættelse af et generelt baggrundsniveau for kviksølv i muslinger og fisk. Denne fremgangsmåde er anvendt i den seneste HELCOM-vurdering af kviksølvbelastningen i Østersøen (HELCOM 2010).

Derudover findes der også to nordiske miljøkvalitetskriterier opdelt i 5 klasser udviklet i både Sverige (*Naturvårdsverket 2000*) og Norge (Statens Forurensningstilsyn, *SFT 1997*). Disse kriterier er udviklet til at vurdere graden af forurening i marine områder, dvs. om et område er højt eller lavt belastet sammenlignet med 'normalen' og dermed ikke med umiddelbart henblik på at vurdere om koncentrationsniveauerne udgør en risiko for miljøet. De nordiske værdier for baggrundsniveauet af totalkviksølv i blåmuslinger, dvs. den øvre grænse for ubetydeligt forurenede områder (Klasse I) er 100 og 40 µg/kg vådvægt i henholdsvis Sverige og Norge. I områder, der er moderat forurenede (klasse III), skal kviksølvniveauet i blåmuslinger være over 140 og 100 µg Hg/kg vådvægt. Til sammenligning er baggrundsniveauet i den svenske del af Østersøen vurderet at være mindre end 40 µg/kg vådvægt i blåmuslinger, dvs. lavere end i Kattegatområdet. Det skal bemærkes, at disse værdier er omregnet fra tørstof til vådvægt ved brug af antagelse af et tørstofindhold på 20 %.

Alle de omtalte miljøkvalitetskrav og kriterier for totalkviksølv i blåmuslinger er sammenstillet i *tabel 3.2*. Desuden er der angivet den procentvise andel af overskridelser blandt NOVANA-data fra 2008 for totalkviksølv i blåmuslinger fra forskellige kystnære områder i Danmark.

Tabel 3.2. Den procentvise andel af samtlige NOVANA-prøver med blåmuslinger (*Mytilus edulis*) fra 2008 (n = 63), hvor indholdet af totalkviksølv i muslingerne var over hhv. OSPARs baggrundsvurderingsniveau (BAC), EU's miljøkvalitetskrav samt de svenske og norske miljøklasser fastsat til vurdering om områder er moderat forurenede (klasse III). Det skal bemærkes, at for EU's miljøkvalitetskrav er der anvendt dels en entydig EQS-værdi, dels i parentes EQS tillagt et baggrundsniveau (BAC).
* = omregnet fra tørstof til vådvægt under antagelse af et tørstofindhold på 20 %.

Indholdet af totalkviksølv (Hg) i blåmuslinger	OSPAR Baggrundsvurderingsniveau, BAC (OSPAR 2009)	EU Miljøkvalitetskrav EQS (+BAC) (EU 2008a)	EU Fødevarerkrav EQS (EU 2006)	Sverige Miljøklasse III Vestkysten (Naturvårdsverket 2000)	Norge Miljøklasse III (SFT 1997)
Grænse / krav (µg/kg vådvægt)	<18*	<20 (+18 = <38)	<500	>140*	>100*
% andel under krav	35 %	51 % (94 %)	100 %	100 %	100 %
% andel over krav	65 %	49 % (6 %)	0 %	0 %	0 %

Heraf ses det, at i 65 % af prøverne overskred niveauet af totalkviksølv OSPARs baggrundsniveau på 18 µg/kg vådvægt og 49 % af prøverne overskred EU's miljøkvalitetskrav på 20 µg/kg vådvægt. Hvis EU's miljøkvalitetskrav derimod lægges til et baggrundsniveau (dvs. OSPARs BAC-værdi), som derved sammenlagt er på 38 µg Hg/kg vådvægt, vil kun 6 % af prøverne overskride denne værdi. Ingen af muslingeprøverne

vil dog overskride EU's fødevarekriterium eller de nordiske miljøkvalitetsklasser for moderat forurenede områder.

For så vidt angår methylkviksølv vil niveauet i ingen af de undersøgte 10 prøver af muslinger i denne screeningsundersøgelse overskride miljøkvalitetskravet på 20 µg/kg vådvægt for kviksølv. Den højeste fundne koncentration af methylkviksølv på 14 µg Hg/kg vådvægt forekom i blåmuslinger fra Lister dyb i Vadehavet.

For fisk blev EU's miljøkvalitetskrav på 20 µg/kg vådvægt overskredet i hovedparten af de undersøgte prøver af ferskvandfisk og marine fisk. For totalkviksølv vedrører det 90 % og methylkviksølv 74 % af prøverne. Hvis EU's miljøkvalitetskrav derimod lægges til et baggrundsniveau (dvs. OSPARs BAC-værdi), som derved sammenlagt er på 55 µg Hg/kg vådvægt, vil koncentrationerne af totalkviksølv og methylkviksølv være for høje i henholdsvis 65 % og 48 % af de undersøgte prøver.

I Sverige har miljømyndighederne desuden vurderet, at baggrundsniveauet (klasse I) for totalkviksølv i muskel fra aborre er mindre end 40 µg/kg vådvægt og højere end 100 µg/kg vådvægt i moderat forurenede områder (klasse III) af Østersøen. I sild (*Clupea harengus*) er baggrundsniveauet sat til mindre end 10 µg/kg vådvægt, mens det er mere end 20 µg/kg vådvægt i moderat forurenede områder (*Naturvårdsverket 2000*). Hvor vidt disse miljøklasser kan overføres til ferskvandsmiljøer og andre marine arter er dog usikkert.

Den procentvise andel af de undersøgte fiskeprøver, de ligger over de forskellige kvalitetskrav, kan ses i *tabel 3.3*.

Tabel 3.3. Den procentvise andel af undersøgte screeningsprøver af fisk fra 2008 (n = 20), hvor indholdet af totalkviksølv i fisk var over hhv. OSPARs baggrundsvurderingsniveau (BAC), EU's miljøkvalitetskrav samt de svenske miljøklasser fastsat til vurdering om områder er hhv. under baggrundsniveau (klasse I) og moderat forurenede (klasse III). Det skal bemærkes, at for EU's miljøkvalitetskrav er der anvendt dels en entydig EQS-værdi, dels i parentes EQS tillagt et baggrundsniveau (BAC).

Indholdet af totalkviksølv (Hg) i fisk	OSPAR	EU	EU	Sverige	Sverige
	Baggrundsvurderingsniveau, BAC (OSPAR 2009)	Miljøkvalitetskrav EQS (+BAC) (EU 2008a)	Fødevarekrav EQS (EU 2006)	Miljøklasse I Aborre, Østersøen (<i>Naturvårdsverket 2000</i>)	Miljøklasse III Aborre, Østersøen (<i>Naturvårdsverket 2000</i>)
Grænse / krav (µg/kg vådvægt)	<35	<20 (+35 = <55)	<500*	<40	>100
% andel under krav	25 %	10 % (35 %)	100 %	30 %	75 %
% andel over krav	75 %	90 % (65 %)	0 %	70 %	25 %

* = 1.000 µg/kg vådvægt for visse fiskearter som fx ål og gedde.

Dette kan dermed tolkes som, at især kviksølvniveauerne i fisk fra både ferskvandsmiljøer og det marine miljø i Danmark generelt er så høje, at de udgør en risiko for især fiskespisende dyr som skarver, oddere og sæler. De høje kviksølvniveauer fundet i netop disse dyr viser også, at fiskespisende dyr vil være udsat for en høj biomagnifikation på grund af en betydelig eksponering til kviksølv fra deres fødeemner.

Ud over miljøkvalitetskravet er der desuden fastsat et kvalitetskrav for kviksølvindholdet i fødevarer til beskyttelse af menneskers sundhed. Dette omfatter grænseværdier for bl.a. kviksølv i muslinger og fisk. I denne undersøgelse var koncentrationerne af totalkviksølv i muslinger og fisk alle under EU's grænseværdi for Hg på 500 µg/kg

vådvægt i fødevarer beregnet til humant konsum. For visse rovfisk som gedde, sandart og ål (dog ikke aborre) er EU's grænseværdi for humant konsum endda fastsat til 1.000 µg Hg/kg vådvægt (*Fødevarestyrelsen 2006, EU 2006, EU 2008b*). Der skal dog gøres opmærksom på, at de undersøgte prøver af fisk i denne undersøgelse er baseret på sammenblandede prøver af flere fiskeindivider, og de fundne niveauer af kviksølv skal derfor betragtes som en middelværdi. Det kan derfor ikke udelukkes, at enkelte individer af fisk fra de undersøgte lokaliteter kan overskride denne grænseværdi.

Desuden kan også fugleæg anvendes som indikator for at vurdere kviksølvbelastningen i Nordsø-området, fx i Vadehavet. Der er foreslået miljøkvalitetskriterier (EcoQOs) for kviksølv i æg fra havfugle som strand-skade (*Haematopus ostralegus*) og fjordterne (*Sterna hirundo*) på hhv. 100 og 200 µg Hg/kg vådvægt (*OSPAR 2007*).

3.2.2 Andre undersøgelser af kviksølv i det danske vandmiljø

Ud over denne undersøgelse og overvågning udført i regi af NOVANA foreligger der i et vist omfang også sammenlignelige data for kviksølv og methylkviksølv fra andre tidligere undersøgelser af kviksølv i det danske vandmiljø. Disse undersøgelser omfatter dog fortrinsvis kun niveauer af totalkviksølv i fisk. Enkelte andre udenlandske undersøgelser har dog også tidligere undersøgt for kviksølv og/eller methylkviksølv i de samme arter af muslinger og fiskespisende fugle og pattedyr. En sammenstilling af tilgængelige litteraturdata for de samme arter, som er inddraget i denne undersøgelse, er vist i *tabel 3.4*. Her af ses det, at data for kviksølv og methylkviksølv tilvejebragt i denne undersøgelse er i god overensstemmelse med de andre tilgængelige data.

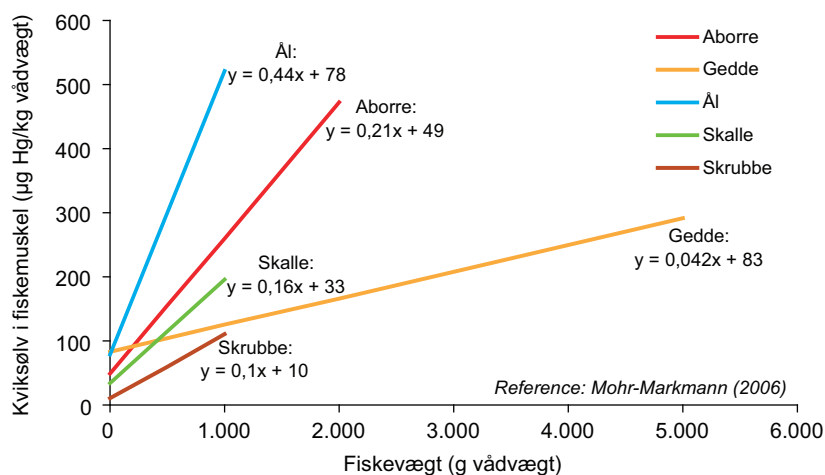
Enkelte andre undersøgelser fra det danske vandmiljø viser dog, at der i visse vandområder kan forekomme markant højere kviksølvkoncentrationer i fisk, hvilket kan tyde på en lokalt øget belastningsgrad. Man skal dog være opmærksom på, at også andre faktorer end de områdespecifikke belastninger med kviksølv også kan have en væsentlig indflydelse på bioakkumuleringen af kviksølv i fisk. Dels vil de artsmæssige forskelle være vigtige, bl.a. på grund af forskellige fødeemner og habitater, dels vil kviksølv akkumuleres med alderen, og større fisk har derfor generelt et højere indhold af kviksølv end de mindre fisk inden for samme art. I *figur 3.2* er vist nogle estimerede størrelsesafhængige relationer for niveauer af totalkviksølv i ferskvandsfisk fra danske søer uden kendte kviksølvbelastende kilder samt skrubbe fra danske farvande (*Mohr-Markmann 2006*). At de pågældende data stammer fra søer uden kendte kviksølvkilder, er dog ikke ensbetydende med, at de afspejler deciderede baggrundsniveauer for kviksølv i fisk, da den diffuse kviksølvbelastning – fx fra atmosfærisk deposition og afstrømning fra land – også skal tages med i betragtning. Mere end halvdelen af den diffuse deposition vurderes at stamme fra menneskelig aktivitet (*OSPAR 2004*), så det kan derved ikke udelukkes, at niveauerne kan anses som forhøjede sammenlignet med de reelle baggrundsniveauer af kviksølv. Af disse relationer ses det dog, at især ål og aborre har et højt bioakkumuleringspotentiale for kviksølv. De artsmæssige forskelle i bioakkumuleringspotentialet for kviksølv kan også skyldes, at den årlige tilvækst vil variere mellem de forskellige arter, samt at fiskepopulationer kan have forskellige alderssammensætning.

Tabel 3.4. Oversigt over udvalgte litteraturdata for kviksølvkoncentrationer ($\mu\text{g Hg/kg}$ vådvægt) samt den procentvise andel, der forekommer som methylkviksølv, sammenstillet med data tilvejebragt for de samme arter i denne screeningsundersøgelse. Angivet som median (minimum - maksimumværdier).

Art	Område	År	Totalkviksølv ($\mu\text{g/kg}$ vådvægt)	% MeHg	Reference
Muslinger					
Blåmusling ^a	Danmark	2008	20 (8 - 36)	11 % - 46 %	Denne undersøgelse
Blåmusling ^a	Tysk Østersø	2002-03	20 (18 - 22)	29 % - 37 %	Rüdel & Schröter-Kermani 2002, 2003
Blåmusling ^a	Tysk Vadehav	2002-03	56 (42 - 66)	21 % - 38 %	Rüdel & Schröter-Kermani 2002, 2003
Blåmusling ^a	Vestgrønland	2006	29 (20 - 46)	6 % - 11 %	Riget et al. 2007
Fisk					
Skalle ^b	Danmark	2008	78 (78)	100 %	Denne undersøgelse
Skalle ^b	Karlsgårde Sø	2006	60 (18 - 78)	-	Mohr-Markmann (2006)
Skalle ^b	Bagvandshullet	2005	62 (51 - 80)	-	Mohr-Markmann (2006)
Skalle ^b	Øvre Varde Å	2005	71 (29 - 39)	-	Mohr-Markmann (2006)
Aborre ^b	Danmark	2008	76 (27 - 90)	(<50 %)*	Denne undersøgelse
Aborre ^b	Gudenå	2008	53 (30 - 86)	-	Miljøcenter Århus (unpubl)
Aborre ^b	Silkeborg Langsø	2008	52 (36 - 71)	-	Miljøcenter Århus (unpubl)
Aborre ^b	Jul sø	2008	35 (29 - 83)	-	Miljøcenter Århus (unpubl)
Aborre ^b	Mossø	2008	75 (75)	-	Miljøcenter Århus (unpubl)
Aborre ^b	Tjæreby Bredning	2008	50 (23 - 106)	-	Miljøcenter Århus (unpubl)
Aborre ^b	Grindsted Engsø	2005	138 (73 - 1119)	-	Mohr-Markmann (2006)
Aborre ^b	Karlsgårde Sø	2006	112 (49 - 609)	-	Mohr-Markmann (2006)
Aborre ^b	Bagvandshullet	2005	156 (51 - 720)	-	Mohr-Markmann (2006)
Aborre ^b	Øvre Varde Å	2005	69 (39 - 132)	-	Mohr-Markmann (2006)
Aborre ^b	Tjekket	2003	49 (37 - 62)	80 % - 88 %	Houserova et al. (2007)
Gedde ^b	Grindsted Engsø	2005	370 (63 - 2479)	-	Mohr-Markmann (2006)
Gedde ^b	Karlsgårde Sø	2006	139 (23 - 318)	-	Mohr-Markmann (2006)
Gedde ^b	Øvre Varde Å	2005	118 (99 - 136)	-	Mohr-Markmann (2006)
Ål ^b	Danmark	2008	102 (75 - 123)	76 % - 100 %	Denne undersøgelse
Ål ^b	Grindsted Engsø	2005	350 (265 - 716)	-	Mohr-Markmann (2006)
Ålekvabbe ^b	Danmark	2007	24 (13 - 66)	90 % - 100 %	Denne undersøgelse
Ålekvabbe ^b	Tysk Østersø	1994-95	40 (35 - 45)	90 %	Schladot et al. (1997)
Ålekvabbe ^b	Tysk Vadehav	1994-95	90 (70 - 125)	90 %	Schladot et al. (1997)
Ålekvabbe ^b	Finland		60 (40 - 100)	-	Voigt (2007)
Fugle og pattedyr					
Skarv ^b	Danmark	2009	926 (225 - 1034)	22 % - 30 %	Denne undersøgelse
Skarv ^b	Japan	1993	250 (180 - 320)	-	Saeki et al. 2000
Skarv ^b	Tjekket	2003	500 (434 - 566)	84 %	Houserova et al. (2007)
Odder ^b	Danmark	2003-06	375 (225 - 691)	62 % - 100 %	Denne undersøgelse
Odder ^b	Østrig	1987-1993	530 (<350 - 700)	46 %	Gutleb 1995
Odder ^b	Ungarn	<1993	370 (270-420)	58 %	Gutleb 1995
Odder ^c	Østrig	1987-1993	1260 (1210 - 1710)	33 %	Gutleb 1995
Odder ^c	Ungarn	<1993	170 (20 - 710)	23 %	Gutleb 1995
Spættet sæl ^b	Danmark	2002	1271 (870 - 1394)	69 % - 89 %	Denne undersøgelse
Spættet sæl ^b	Canada	-	410 (350 - 750)	-	Veinott & Sjare (2006)
Spættet sæl ^c	Sverige, Skagerrak	1988	26000 (13100 - 66000)	-	Frank et al. 1992
Spættet sæl ^c	Canada	-	9200 (1750 - 39400)	-	Veinott & Sjare (2006)
Spættet sæl ^c	Nordnorge	1990	800 (180 - 16020)	-	Skaare et al. 1994
Spættet sæl ^c	Limfjorden	2002	11110 - 12750	-	Strand et al. 2006
Marsvin ^c	Danmark	1998-99	7298 (220 - 92000)	-	Strand et al. 2005

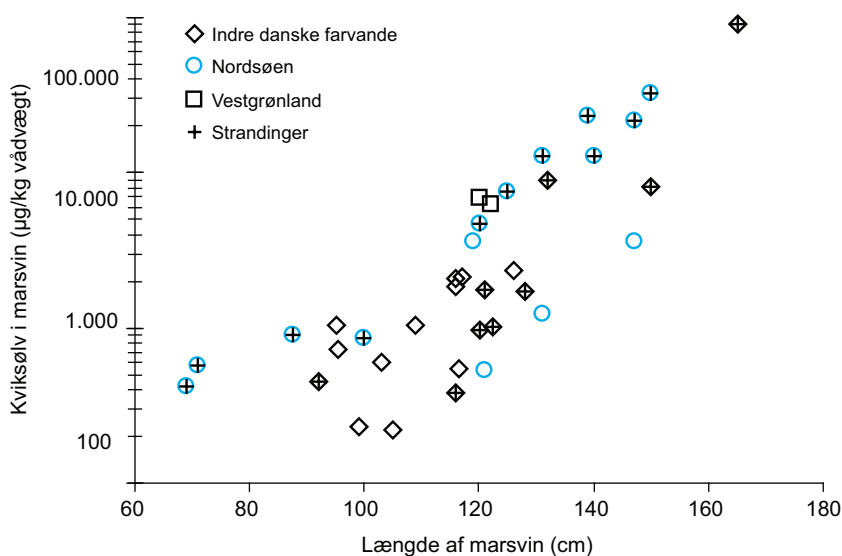
^a hele organismen, ^b muskel, ^c lever, * forholdsvis for lav andel af MeHg.

Figur 3.2. Estimerede størrelsesafhængige relationer for totalkviksølv i ferskvandsfisk fra danske søer uden kendte kviksølvbelastende kilder samt skrubbe fra danske farvande. Datamaterialets størrelse og usikkerheder på korrelationerne fremgår dog ikke af *Mohr-Markmann 2006*.



Tilsvarende størrelses-/aldersafhængig akkumulering af kviksølv kendes også fra fiskespisende pattedyr. Et sådant eksempel er en tidligere undersøgelse af marsvin (*Phocoena phocoena*) fra de danske farvande (*Strand et al. 2005*), hvor koncentrationen af kviksølv i lever kan være mere end en størrelsesorden højere i de største og ældste dyr (*figur 3.3*). Med alderen kan koncentrationen af kviksølv i marsvinelever ofte opnå niveauer på over 10.000 µg Hg/kg vådvægt. En tilsvarende aldersafhængig optagelse af grundstoffet selen kan i et vist omfang modvirke de skadelige virkninger af den høje ophobning af kviksølv i leveren fra fiskespisende pattedyr som marsvin og sæler (*Bennett et al. 2001, Fant et al. 2001*). Det skal dog i denne forbindelse nævnes, at en tysk undersøgelse tidligere har fundet en sammenhæng mellem høje kviksølvniveauer og en øget forekomst af visse patologiske sygdomme i marsvin fra Østersøen og Nordsøen. Dette indikerer, at den høje kviksølvakkumulering kan have skadelige følgevirkninger for fiskespisende dyr i vore farvande (*Siebert et al. 1999*).

Figur 3.3. Koncentrationen af totalkviksølv i lever fra marsvin (*Phocoena phocoena*) indsamlet fra dyr, der var strandet eller fanget som bifangst under fiskeri i danske farvande og Vestgrønland 1998-99, steg signifikant med dyrets størrelse (lineær regression, $P < 10^{-8}$) (*Strand et al. 2005*).



Ud over dyrs alder og størrelse kan også andre miljøfaktorer påvirke kviksølvoptaget i fx fisk. I det svenske overvågningsprogram for søer og vandløb er år til år variationer for kviksølv i aborre også blevet sammenkædet med vandets humusindhold (pga. afstrømning fra fx skove), pH (pga. forsuring) og varmere vandtemperaturer, der øger kviksølvoptaget

gennem fødekæderne (*Naturvårdsverket 2010*). Derudover vurderes det på baggrund af det svenske overvågningsprogram, at kviksølvniveauet i aborre overskrider EU's miljøkvalitetskrav på 20 µg/kg vådvægt i samtlige svenske søer. Desuden anvendes der i Sverige en faktor på mellem 1,8 og 2,8 til at estimere kviksølvindholdet i store 'madaborrer', som fortrinsvis anvendes til humant konsum, ud fra data for de mindre størrelsesgrupper af aborrer, som det er foreskrevet at anvendes i forbindelse med den nationale overvågning af metalbelastningen i søer i Sverige. Ifølge disse beregninger, som dog har store usikkerheder, vurderes det, at 'madaborrer' fra kun ca. halvdelen af de overvågede svenske søer kan sælges til humant konsum, idet de holder sig under fødevarerkravet på 500 µg/kg vådvægt (*Naturvårdsverket 2010*).

Nogle danske undersøgelser har også vist, at særligt høje kviksølvniveauer kan forekomme i fisk fra visse danske søer som fx Grindsted Engso og andre søer forbundet med Varde Å (*Mohr-Markmann 2006*), der skyldes lokale kviksølvkilder som gamle deponier i Grindsteds omegn. Dette kan også medføre, at indholdet af kviksølv i nogle individer af bl.a. aborre og gedde kan overskride EU's grænseværdi for kviksølv i fisk på hhv. 500 µg/kg vådvægt for aborre og 1.000 µg/kg vådvægt for gedde og ål, se *tabel 3.4*. Niveauerne af kviksølv i fisk i dette område er dog faldet markant gennem de seneste årtier (*Mohr-Markmann 2006*). Til sammenligning fandt en undersøgelse, udført af Miljøcenter Århus, af kviksølv i aborre fra Gudenå-systemet i 2008 som det højeste en koncentration på 106 µg/kg vådvægt (*tabel 3.4*).

Et andet eksempel på et kviksølvbelastet område er Københavns Havn. En undersøgelse har vist, at kviksølvindholdet i fisk som ål, skrubber, sild og aborrer fanget inde i selve havneområdet kan være over grænseværdien for fisk til humant konsum. Med hensyn til aborre er det ikke klart, om det høje kviksølvindhold i aborre skyldes deres ophold i Københavns Havn, eller om det kan henføres til andre faktorer. Endvidere fandt denne undersøgelse, at kviksølvindholdet lå under grænseværdierne for hornfisk, torsk og ørred. For sild blev det vurderet, at der var behov for yderligere analyser (*Københavns Kommune 2003*).

Man skal dog være opmærksom på, at denne type af sted-specifikke data for kviksølvindholdet i fisk ikke kan anvendes til at vurdere indtaget af kviksølv og dermed risikoen for menneskers sundhed set som en samlet befolkningsgruppe. Vurderinger af humane risici bygger på epidemiiske modeller og er baseret på prøver indsamlet blandt kommercielt tilgængelige fisk, fx på fiskeauktioner. Desuden skal der i epidemiologiske modeller også medtages andre kilder til kviksølv end fisk ved en samlet risikovurdering af kviksølvexponeringer i en befolkningsgruppe. I en fødevarerundersøgelse som Fødevarerstyrelsen har udført i samarbejde med Danmarks Fødevarerforskning blev der ud af 79 analyserede fiskevarer kun fundet 2 prøver af sildehaj med koncentrationer af kviksølv over EU's maksimale grænseværdi på 1.000 µg/kg vådvægt (*Cederberg et al. 2005*).

Fødevarerstyrelsen har dog nogle anbefalinger til kvinder, der overvejer at blive gravide, er gravide, ammende samt børn under 14 år. Dette skyldes bl.a., at nyere undersøgelser tyder på, at det måske kan være indtaget af et enkelt måltid med højt indhold af methyلكviksølv under graviditeten, som kan påvirke fosteret. Fødevarerstyrelsen anbefaler der-

for disse befolkningsgrupper at holde igen med at spise visse arter af store rovfisk, da de en gang imellem kan indeholde høje kviksølvniveauer. Dette omfatter bl.a. arterne aborre, gedde og sandart. For at læse mere om anbefalingerne, se Fødevarestyrelsens hjemmeside:

http://www.altomkost.dk/Fakta/Uoenskede_stoffer/forside.htm.

3.3 Konklusioner

- Kviksølv og dets forbindelser forekom i dyr fra de akvatiske fødekæder både i ferskvand og det marine miljø. Der var dog betydelige artsmæssige forskelle.
- I muslinger overskred koncentrationsniveauerne af kviksølv og dets forbindelser EU's miljøkvalitetskrav for kviksølv i biota på 20 µg/kg vådvægt, som er fastsat til beskyttelse af fiskespisende dyr i toppen af de akvatiske fødekæder, i ca. halvdelen af de undersøgte områder.
- I fisk overskred indholdet af kviksølv og dets forbindelser EU's miljøkvalitetskrav på 20 µg/kg vådvægt, som er fastsat til beskyttelse af fiskespisende dyr i toppen af de akvatiske fødekæder, i hovedparten af de undersøgte områder i både ferskvand og det marine miljø.
- Hvis man vælger at tage hensyn til et muligt naturligt baggrundsniveau for kviksølv og dermed alene vurderer EU's miljøkvalitetskrav op imod den andel af den målte kviksølvkoncentration, som ligger over baggrundsniveauet, vil koncentrationerne være for høje i færre områder.
- EU's fødevarerkrav for kviksølv i fisk og skaldyr på 500 µg/kg vådvægt overskrides ikke i de undersøgte områder, hverken for muslinger eller fisk. Andre danske undersøgelser viser, at kviksølvkoncentrationen i fisk fra visse områder og særligt i ældre fiskeindivider af ferskvandsfisk som aborre og gedde kan overskride EU's fødevarerkrav.
- Undersøgelsen viste, at afhængigt af de undersøgte områder udgjorde andelen af methylkviksølv i forhold til totalkviksølv 10 % - 45 % i muslinger. I fisk (muskel) derimod udgjorde methylkviksølv hovedparten med 85 % - 100 % af totalkviksølv i alle de undersøgte arter - både i ferskvand og marine områder.
- Særligt høje kviksølvniveauer kan forekomme i fiskespisende fugle og pattedyr fra både ferskvand og det marine miljø. Niveauer i de tre undersøgte arter, hhv. skarv, odder og sæl, var ca. 10 gange højere end i fisk, og heraf udgjorde methylkviksølv 30 % - 40 % i skarv og 70 % - 100 % i odder og sæl.

4 Hexachlorbutadien (HCBD) og hexachlorcyclopentadien (HCCPD)

Hexachlorbutadien (HCBD), CAS nr. 87-68-3, EINECS nr. 201-765-5, er i sin rene tilstand en farveløs og forholdsvis flygtig væske med molvægt 261,74 og damptryk på 20 Pa ved 20°C. Historisk set er HCBD blevet anvendt som solvent i gummi og andre polymerer, i transformere og hydraulikvæsker. Inden for landbruget er det også anvendt som fungicid, ligesom det er blevet anvendt i en række industrielle processer. I EU klassificeres stoffet som skadeligt ved kontakt med huden og irriterende for øjne og luftvejssystemet (R2 1/22 og R36/37) med risiko for irreversible effekter (R40). Stoffet vurderes endvidere at være meget toksisk for vandlevende organismer med risiko for skadelige langtidsvirkninger på det akvatiske miljø (R50/53). På grund af bekymring vedrørende stoffets persistens i miljøet, dets potentiale for bioakkumulering (log Kow og log Koc-værdier på hhv. 4,8 - 4,9 og 3,95 - 4,05) samt toksiske egenskaber er det faset ud/substitueret i de fleste af de nævnte anvendelsesområder.

Den europæiske sammenslutning af klor-alkali industrien, Euro Chlor (www.EuroChlor.org), har i 2002 gennemført en risikovurdering af HCBD i det akvatiske miljø i og omkring Nordsøen (*Euro Chlor 2002*). Denne vurdering, som tager udgangspunkt i monitoringsdata fra en række OSPAR medlemslande (dog ikke Danmark), konkluderer, at de målte niveauer i det marine overfladevand ikke synes at udgøre en risiko for det marine miljø, ligesom der heller ikke synes at foreligge en risiko for fisk og andre dyr højere oppe i fødekæden som følge af bioakkumulering. Imidlertid angiver WHO IPCS (Environmental Health Criteria) at HCBD er moderat til meget toksisk over for akvatiske organismer og kan give anledning til bekymring i det akvatiske miljø, samt at der vil forekomme bioakkumulering.

Hexachlorcyclopentadien (HCCPD), CAS nr. 77-47-4, EINECS 201-029-3, er i sin rene tilstand en gul, kraftig lugtende væske med molvægt 272,77 og damptryk på 12 Pa ved 25°C. HCCPD har været et vigtigt udgangsstof i produktionen af mange klorerede forbindelser, bl.a. cyclodienpesticider som dieldrin, endosulfan og mirex. Da de fleste chlorcyclodienpesticider er forbudte i dag, har produktionen af HCCPD været faldende siden 1970'erne. Stoffet er dog stadigvæk et mellemprodukt i en række kemiske processer. HCCPD er meget reaktivt og akut toksisk. Det er klassificeret som bl.a. toksisk ved hudkontakt (R24) og ætsende (R34). Ligesom HCBD vurderes stoffet at være meget toksisk for vandlevende organismer med risiko for skadelige langtidsvirkninger på det akvatiske miljø (R50/53). Dyreforsøg har primært indikeret akutte og kroniske effekter på luftvejssystemet.

Ifølge EU's direktiv 2008/105/EF er der fastsat et miljøkvalitetskrav for hexachlorbutadien (HCBD) på 55 µg/kg vådvægt i biota som skaldyr og fisk. Hexachlorcyclopentadien (HCCPD) blevet fjernet fra OSPARs liste over særligt prioriterede miljøfarlige stoffer, på baggrund af en risikovurderingsrapport under EU Council Regulation (EEC) 793/93. Rapporten konkluderede, at risikoen for persistens og bioakkumulering var lav, at der var ingen bevis for stoffets udbredte forekomst i det marine

miljø, og at stoffet heller ikke var mistænkt for at være hormonforstyrrende. Til gengæld er HCBD på OSPARs liste over stoffer 'of possible concern'.

Imidlertid foreligger der ingen data om niveauerne af de to stoffer i biota i Danmark. HCBD er dog tidligere fundet i sedimentprøver, som er analyseret som en del af NOVANA- og DEVANO-programmerne i 2008 og 2009.

4.1 Analysemetode for HCBD and HCCPD

Analysen af HCBD og HCCPD fulgte laboratoriets akkrediterede metode (ISO 17025) for organochloriner i biota, men brugte en ekstraktion på rystebordet i stedet for Soxhlet-ekstraktion for at undgå høje temperaturer, der muligvis ville føre til tab af de flygtige stoffer. Den akkrediterede metode er beskrevet i detaljer i *Vorkamp et al. (2004)*.

Prøverne blev homogeniseret med blender, tørret med hydromatrix og spiket med genfindingsstandarderne CB (for chlorerede biphenyler)-3, CB-40 og CB-198. Efter henstand natten over blev prøverne ekstraheret på rystebordet med en blanding af hexan:acetone (4:1). Prøverne blev ekstraheret yderligere to gange, og ekstrakterne blev blandet og inddampet til ca. 2 ml.

Oprensningen af ekstrakterne var identisk med den akkrediterede metode, dvs. der blev brugt søjler med aluminiumoxid, kieselgel, kieselgel imprægneret med svovlsyre og natriumsulfat. Søjlerne blev elueret med hexan, som blev inddampet til <1 ml på rotationsinddamper og under nitrogen. Det koncentrerede ekstrakt blev overført til 1 ml målekolber og indstillet til et præcist volumen på 1 ml efter tilsætning af interne standarder. Ekstrakten blev analyseret på gaschromatograf (GC) med to kolonner og electron capture detection (ECD).

4.1.1 Kvalitetssikring og -kontrol

Kvalitetssikringen og -kontrollen fulgte generelt de procedurer, som anvendes til de akkrediterede analyser (ISO 17025) af organochloriner i biota. I forbindelse med NOVANA-analyser af HCBD i sedimenter er der derudover defineret et yderligere kriterium, der er relevant for analysen af de forholdsvis flygtige stoffer HCBD og HCCPD. Dermed skulle genfindingsstandard CB-3, den mest flygtige af genfindingsstandarderne, ikke være lavere end 70 %.

Prøverne blev analyseret i tre analyseserier på ca. 15 prøver. Hver prøveserie indeholdt en blindprøve og to prøver af det interne referencemateriale (tobisolie), som havde fået tilsat definerede mængder af HCBD og HCCPD.

Blindværdierne var generelt lavere end detektionsgrænsen for analysen. CB-3 overholdt grænsen på minimum 70 % i alle prøver på nær tre. Genfindingen af HCBD og HCCPD i det interne referencemateriale (tobisolie) lå mellem 46-62 % for HCBD og 40-54 % for HCCPD. Dette er et forholdsvis lavt niveau, men svarer til resultaterne fra metodeudviklin-

gen og skyldes sandsynligvis et vist tab af de flygtige stoffer under oparbejdning af prøverne.

Laboratoriet deltager i præstationsprøvningen QUASIMEME to gange om året, bl.a. med organochlorinanalyser i biota og sediment. I denne forbindelse har laboratoriet indrapporteret værdier for HCBd i biota siden interkalibreringsrunde 56 (april 2009) og for HCBd i sediment siden runde 54 (oktober 2008). Generelt er der dog kun indrapporteret få resultater for HCBd af de deltagende laboratorier, således at der kun er beregnet en enkelt 'indicative assigned value' i denne periode, for HCBd i sediment i runde 58. Denne vejledende værdi er 'consistent' med laboratoriets eget resultat. QUASIMEME er forskellig fra andre præstationsprøvninger, idet der ikke arbejdes med spikedede prøver, men 'assigned values' beregnes ud fra de indrapporterede koncentrationer. 'Assigned values' er dermed ikke 'sande værdier', men afhængige af den nøjagtighed og præcision som de deltagende laboratorier kan opnå. Hvis deltagelsen er lav eller afvigelsen mellem laboratorierne er høj, beregnes der en 'indicative assigned value'.

4.2 Resultater og diskussion

Hverken HCBd eller HCCPD blev fundet i koncentrationer over detektionsgrænsen i de 44 analyserede biotaprøver fra det danske vandmiljø. Det vil sige, at samtlige resultaterne lå under analysemetodens detektionsgrænse på $<0,27 \mu\text{g}/\text{kg}$ vådvægt, se også *Bilag 2*. Det skal bemærkes, at genfindingsprocenten lå på maksimal 62 %, således at det virkelige niveau i prøverne kan være højere.

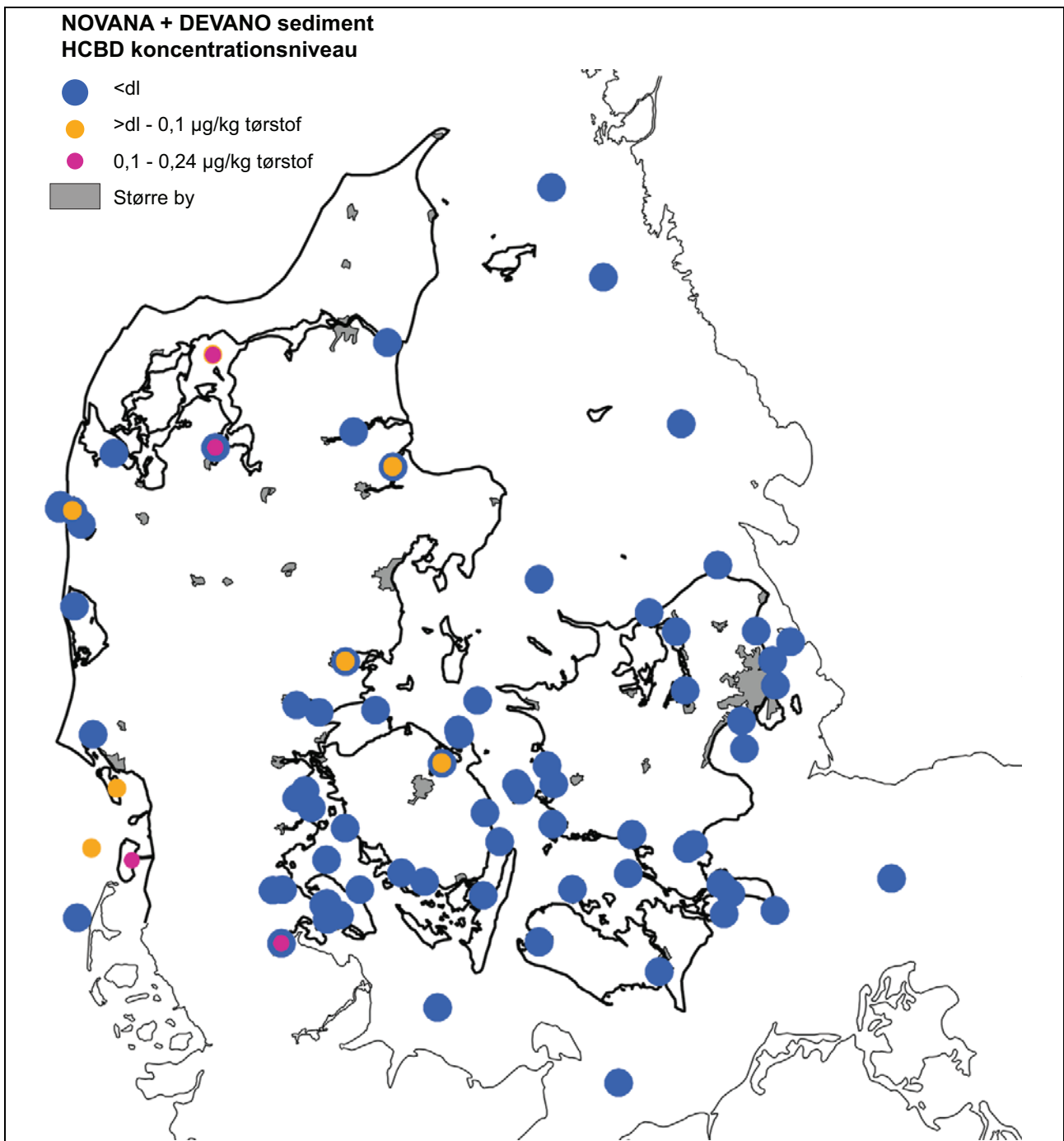
I litteraturen findes der heller ikke mange data for disse stoffers forekomst i biota. I en ældre undersøgelse fra to fjordområder i England blev der fundet en udbredt forekomst af HCBd i de marine fødekæder, hvor de højeste niveauer var op til ca. $10 \mu\text{g}/\text{kg}$ vådvægt i invertebrater, makroalger, fisk og fugle (*Pearson & McConnell 1975*). Ål er også analyseret i en ny undersøgelse fra Skotland, men HCBd blev her kun detekteret i én prøve, ud af 30 lokaliteter med ca. 5 prøver på hver. Koncentrationen i den ene prøve var $3,9 \mu\text{g}/\text{kg}$ vådvægt. Detektionsgrænsen lå mellem 1,0 og $3,3 \mu\text{g}/\text{kg}$ vådvægt (*Macgregor et al. 2010*). Fra Tyskland foreligger der data for målte HCBd-niveauer i vandremusling og ål i floden Rhin-Meuse, hvor niveauerne varierede mellem 0,95 og $14 \mu\text{g}/\text{kg}$ i musling, og mellem 5 og $55 \mu\text{g}/\text{kg}$ i ål (*Hendricks et al. 1998*). En senere undersøgelse af fisk fra floden Rhinen angiver typiske koncentrationer af HCBd på 1 - $3 \mu\text{g}/\text{kg}$ vådvægt i ål og 1 - $2 \mu\text{g}/\text{kg}$ i skalle (*CIPR 2002*). Ved Louisiana i USA er der til gengæld fundet meget høje koncentrationer af HCBd i fisk med op til flere hundrede $\mu\text{g}/\text{g}$ lipid (*Burkhard et al. 1997*). Prøverne stammede fra en kanal, som tilsyneladende var påvirket af industrielt spildevand fra en kemisk fabrik. Bioakkumuleringsfaktorer for HCBd varierede mellem 3,03 for krabber og 5,76 for fisk. Forfatterne bag denne undersøgelse diskuterede muligheden for en anaerob nedbrydning af HCBd i krabber som forklaring på den lavere værdi.

Nærværende projekt tyder ikke på en nævneværdig bioakkumulering eller biomagnifikation af HCBd i det danske vandmiljø, til trods for HCBd's potentiale for bioakkumulering, som er vist i andre undersøgelser. Dette

kan være relateret til metaboliseringen i de undersøgte dyr, nedbrydning i naturlige vandmiljøer og/eller generelt lave niveauer i det danske miljø.

Den opnåede detektionsgrænse for HCBD i biota er under EU's krav for HCBD. Miljøkvalitetskravet for biota i henhold til EU's direktiv 2008/105/EF er 55 µg/kg vådvægt, som er fastsat til beskyttelse af fiskespisende toppredatorer (EU 2005b). Derimod er kravet 12,2 µg/kg vådvægt i akvatiske fødevarer beregnet til humant konsum.

Selvom disse forbindelser ikke forekom i målbare niveauer i biota, er HCBD dog tidligere fundet i sedimentprøver fra nogle kystnære områder i Danmark, som er analyseret som en del af andre overvågningsaktiviteter i NOVANA- og DEVANO-programmerne i 2008 og 2009. Her er der i alt blevet analyseret 86 sedimentprøver. Heraf var HCBD over detektionsgrænsen i 11 af prøverne med en middelværdi 0,08 µg/kg tørstof (ts.) og en maksimal værdi på 0,23 µg/kg ts. Detektionsgrænsen varierede mellem 0,01 og 0,28 µg/kg ts. I 2008 blev der kun fundet én prøve, hvor koncentrationen af HCBD med 0,02 µg/kg ts. var over detektionsgrænsen – ud af i alt 21 analyserede prøver. Resultaterne for HCBD i sediment i 2008 og 2009 er vist i figur 4.1, hvor de højeste koncentrationer er påvist i Flensborg Fjord, Limfjorden (Skive Fjord og Løgstør bredning) samt i Vadehavet ved Lister Dyb.



Figur 4.1. HCBd blev fundet i 11 ud af 86 sedimentprøver fra de danske farvande, som blev analyseret som en del af NOVANA og DEVANA programmer i 2008 og 2009. <dl angiver, at niveauet er under den analytiske detektionsgrænse.

4.3 Konklusion

Resultaterne fra dette studie understøtter, at der sandsynligvis ikke sker bioakkumulering eller biomagnificering af HCBd eller HCCPD i biota fra ferskvandsmiljøer og marine områder i Danmark. En dertil relateret risiko for effekter på højere trofiske niveauer kan derfor anses som lav.

5 Referencer

Bennett, P.M., Jepson, P.D., Law, R.J., Jones, B.R., Kuiken, T., Baker, J.R., Rogan, E. & Kirkwood, J.K. 2001: Exposure to heavy metals and infectious disease mortality in harbour porpoise from England and Wales. - *Environmental Pollution* 112: 33-40.

Boutrup, S. (ed.), Fauser, P., Thomsen, M., Dahllöf, I., Larsen M.M., Strand, J., Sortkjær, O., Ellermann, T., Rasmussen, P., Jørgensen, L.F., Pedersen, M.W. & Munk, L.M. 2009: Hazardous substances and heavy metals in the aquatic environment. State and trend, 1998-2003. National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark. 44 pp. - NERI Technical Report No. 705. <http://www.dmu.dk/Pub/FR705.pdf>

Burkhard, L.P., Sheedy, B.R., McCauley, D.J. & DeGraeve, G.M. 1997: Bioaccumulation factors for chlorinated benzenes, chlorinated butadienes and hexachloroethane. - *Environmental Toxicology and Chemistry* 16 (8): 1677-1686.

Cederberg, D.L., Rokkjær, I. & Sloth, J.J. 2005: Sporelementer i fisk og fiskevarer.

http://www.foedevarestyrelsen.dk/Kontrol/Kontrolresultater/CKL-projekter/Sporelementer_tungmetaller/forside.htm

CIPR 2002: Commission Internationale pour la Protection du Rhin, Contamination des poissons du Rhin 2000. Rapport N° 124 de la 68e Assemblée plénière, 2 et 3 juillet 2002 – Luxembourg.

EU 2000: Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger. - *EF-Tidende* nr. L 327 af 22/12/2000, 72 s.

EU 2005a: Substance Data Sheet for Priority Substance No. 21: Mercury and its compounds. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, Environmental Quality Standards (EQS). Final version, Brussels, 15 January 2005, 21p.

EU 2005b: Substance Data Sheet for Priority Substance No. 17: Hexachlorobutadiene. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, Environmental Quality Standards (EQS). Final version, Brussels, 31 July 2005, 13p.

EU 2006: KOMMISSIONENS FORORDNING (EF) Nr. 1881/2006 af 19. december 2006 om fastsættelse af grænseværdier for bestemte forurenende stoffer i fødevarer.

EU 2008a: EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2008/105/EF af 16. december 2008 om miljøkvalitetskrav inden for vandpolitikken, om ændring og senere ophævelse af Rådets direktiv 82/176/EØF, 83/513/EØF, 84/156/EØF, 84/491/EØF og 86/280/EØF og om ændring af Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF.

EU 2008b: COMMISSION REGULATION (EC) No 629/2008 of 2 July 2008 amending Regulation (EC) No 1881/2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs.

EU 2010: Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive. Guidance Document No. 25. Technical Report - 2010-041 (2010.3991). 74 pp. DOI 10.2779/43586.

Euro Chlor 2002: Euro Chlor Risk Assessment for the Marine Environment, OSPARCOM Region - North Sea: Hexachlorobutadiene, 35 pp.

Fant, M.L., Nyman, M., Helle, E. & Rudback, E. 2001: Mercury, cadmium, lead and selenium in ringed seals (*Phoca hispida*) from the Baltic Sea and from Svalbard. - Environmental Pollution 111: 493-501.

Frank, A., Galgan, V., Roos, A., Olsson, M., Petersson, L.R. & Bignert, A. 1992: Metal concentrations in seals from Swedish waters. - Ambio 21(8): 529-538.

Fødevarestyrelsen 2006: Alt om kost, Kviksølv, 5. december 2006.
http://www.altomkost.dk/Viden_om/Uoenskede_stoffer/Kviksoelv/forside.htm

Gutleb, A.C. 1995: Umweltkontaminanten und Fischotter in Österreich eine Risikoabschätzung für *Lutra lutra* (L., 1758). Ph.D.-thesis Veterinärmedizinischen Universität Wien. 216 s.

HELCOM 2010: Hazardous substances in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea. - Balt. Sea Environ. Proc. No. 120B. Helsinki Commission, Finland, 116 pp.

Hendricks, A.J., Pieters & H., De Boer, J. 1998: Accumulation of metals, polycyclic (halogenated) aromatic hydrocarbons, and biocides in zebra mussel and eel from the Rhine and Meuse Rivers. - Environmental Toxicology and Chemistry 17 (10): 1885-1898.

Houserova, P., Kuban, V., Kracmar, S. & Sitko J. 2007: Total mercury and mercury species in birds and fish in an aquatic ecosystem in the Czech Republic. - Environmental Pollution 145: 185-194.

IAEA 2009: Interlaboratory Comparison Exercise 452 on trace elements in scallops, France. Samples distributed in 2009. International Atomic Energy Agency.

Københavns Kommune 2003. Havnefiskeri.
<http://www.kk.dk/Borger/ByOgTrafik/GroenneOmraader/sohav/havnefiskeri.aspx>

Macgregor, K., Oliver, I.W., Harris, L. & Ridgway, I.M. 2010: Persistent organic pollutants (PCB, DDT, HCH, HCB & BDE) in eels (*Anguilla anguilla*) in Scotland: Current levels and temporal trends. - Environmental Pollution 158: 2402-2411.

Miljøstyrelsen 2009: Kviksølv, opdateret 18.11.2009.
http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Kemikalier/Fokus+paa+saerlige+stoffer/Kviksoelv/

- Mohr-Markmann 2006: Grindsted-Varde Å og Ho Bugt. Kviksølv i fisk 2005/2006. - Rapport fra Fiskebiologisk Rådgivning.
- Monperrus, M., Point, D., Grall, J., Chauvaud, L., Amouroux, D., Bareille, G. & Donard, O. 2005: Determination of metal and organometal trophic bioaccumulation in the benthic macrofauna of the Adour estuary coastal zone (SW France, Bay of Biscay). - *Journal of Environmental Monitoring* 7: 693 - 700.
- Naturvårdsverket 2000: Environmental Quality Criteria - Coasts and Seas. - Report 5052. Swedish Environmental Protection Agency, 138 pp.
- Naturvårdsverket 2010: Kvikksilver i abborre i sjöar. Senest updateret 18. januar 2010. <http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Officiell-statistik/Statistik-efter-amne/Miljotillstandet-i-sotvatten/Kvikksilver-i-abborre-i-sjoar/>
- OSPAR 2004: Background Document on Mercury and Organic Mercury Compounds. Updated in 2004.
- OSPAR 2007: Background document on the EcoQO on mercury and organohalogenes in seabird eggs. - Assessment and Monitoring Series. OSPAR Commission, 27pp.
http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00331_EcoQO-Birdeggs.pdf
- OSPAR 2009: Agreement on CEMP Assessment Criteria for the QSR 2010. Agreement number: 2009-2. Adopted 2009, Brussels.
http://www.ospar.org/v_measures/browse.asp?menu=00530418000000_000000_000000
- Pearson, C.R. & McConnell, G. 1975: Chlorinated C₁ and C₂ Hydrocarbons in the Marine Environment. - *Proc. R. Soc. London Ser. B.* 189: 305-332.
- Riget, F., Møller, P., Nielsen, T.G., Asmund, G., Strand, J., Larsen, M.M., Søndergaard, M. & Hobson, K. 2007: Transfer of mercury in the marine food web of West Greenland. - *Journal of Environmental Monitoring* 9(8): 877-883.
- Rüdel, H. & Schröter-Kermani, C. 2002: Trends der Quecksilberbelastung von Organismen aus Nord- und Ostsee. - *IME Annual Report 2002*, s. 63-63.
- Rüdel, H. & Schröter-Kermani, C. 2003: Monitoring von Methylquecksilber in limnischen und marinen Muscheln. - *IME Annual Report 2003*, s. 58-59.
- Saeki, K., Okabe, Y., Kim, E.-Y., Tanabe, S., Fukuda, M. & Tatsukawa, R. 2000: Mercury and cadmium in common cormorants (*Phalacrocorax carbo*). - *Environmental Pollution* 108: 249-255.
- Schladot, J.D., Backhaus, F., Ostapczuk, P. & Emons, I.-I. 1997: Eel-pout (*Zoarces viviparus* L.) as a marine bioindicator. - *Chemosphere* 34: 2133-2142.
- SFT 1997: Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. - Veiledning 97:03. TA-1467/1997. Statens forurensningstilsyn/Norwegian Pollution Control Authority, Norge.

Siebert, U., Joiris, C., Holsbeek, L., Benke, H., Failing, K., Frese, K. & Petzinger, E. 1999: Potential relation between mercury concentrations and necropsy findings in cetaceans from German waters of the North and Baltic Sea. - *Marine Pollution Bulletin* 38(4): 285-295.

Skaare, J.U., Degre, E., Aspholm, P.E. & Ugland, K.-I. 1994: Mercury and selenium in Arctic and coastal seals off the coast of Norway. - *Environmental Pollution* 85: 153-160.

Skårup, S., Christensen, C.L., Jensen, S.H. & Maag, J. 2003: Massestrømsanalyse for kviksølv 2001. - Miljøprojekt nr. 808, 2003. Miljøstyrelsen.

Strand, J., Larsen, M.L. & Stedmon, C. 2004: Analyse af udviklingen i koncentrationen af miljøfarlige stoffer i det danske havmiljø. - Kapitel 17 i: Ærtebjerg, G. & Andersen, J.H. (red.); *Marine områder 2003 – Miljøtilstand og udvikling*. NOVA 2003. - Faglig rapport fra DMU nr. 513, s. 58-65.

Strand, J., Larsen, M.M. & Lockyer, C. 2005: Accumulation of organotin compounds and mercury in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Danish waters and West Greenland. - *Science of the Total Environment* 350: 59-71.

Strand, J., Larsen, M.L., Teilmann, J., Dietz, R., Hansen, A., Lassen, P. & Lauersen, M. 2006: Vurdering af data for miljøfarlige stoffer i spættet sæl (*Phoca vitulina*) fra Limfjorden 2002. - Notat fra DMU, 2. februar 2006.

Tseng, C.M., De Diego, A., Martin, F.M., Amouroux, D. & Donard, O.F.X. 1997: Rapid Determination of Inorganic Mercury and Methylmercury in Biological Reference Materials by Hydride Generation, Cryofocusing, Atomic Absorption Spectrometry After Open Focused Microwave-assisted Alkaline Digestion. - *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* 12: 743-750.

Veinott, G. & Sjare, B. 2006: Mercury, Cadmium, Selenium, and Seven Other Elements in the Muscle, Renal, and Hepatic Tissue of Harbor Seals (*Phoca vitulina*) from Newfoundland and Labrador, Canada. - *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 77(4) 597-607.

Voigt, H.-R. 2007: Heavy Metal (Hg, Cd, Zn) Concentrations and Condition of Eelpout (*Zoarces viviparus* L.), around Baltic Sea. - *Polish Journal of Environmental Studies* 16: 909-917.

Vorkamp, K., Christensen, J.H., Glasius, M. & Riget, F. 2004: Persistent halogenated compounds in black guillemots (*Cepphus grylle*) from Greenland – levels, compound patterns and spatial trends. - *Marine Pollution Bulletin* 48: 111-121.

Bilag 1 - Prøveoversigt

Tabel B1.1. Oversigt over prøver fra ferskvands- og marine fisk.

Station	Dato	Y UTM (zone 32)	X UTM	Art	Prøvetype	Længde (cm)	Vægt (g)	Prøve ID	MeHg	HCBD
Hågerup Å	18-09-2008	6115000	590000	Ål	Muskel (n = 5)	41 - 56	127 - 295	2009-6157	x	x
Odense Å	17-09-2008	6130000	581500	Ål	Muskel (n = 5)	46 - 57	144 - 327	2009-6158	x	x
Gremmeløkke Å	02-09-2008	6145000	561300	Ål	Muskel (n = 2)	49 - 66	182 - 713	2009-6156	x	x
Mossø	10-10-2008	6210571	548282	Ål	Muskel (n = 10)	52 - 83	374 - 1280	2009-6159	x	x
Tissø	12-09-2008	6161136	644157	Ål	Muskel (n = 10)	52 - 61	230 - 446	2009-6160	x	x
Fjellerup Sø	19-08-2008	6121901	600417	Aborre	Muskel (n = 10)	13 - 18	28 - 74	2009-6152	x	x
Mossø	10-10-2008	6210571	548282	Aborre	Muskel (n = 10)	27 - 37	243 - 961	2009-6153	x	x
Tissø	12-09-2008	6161136	644157	Aborre	Muskel (n = 10)	23 - 40	186 - 1392	2009-6154	x	x
Tissø	12-09-2008	6161136	644157	Skalle	Muskel (n = 10)	27 - 43	503 - 1479	2009-6155	x	x
Nivå Bugt, S31*	14-01-2009	6202446	720788	Skrubbe	Muskel (n = 10)	31 - 36	315 - 459	2009-6410	x	-
Agersø, S39 *	17-12-2008	6126006	638067	Skrubbe	Muskel (n = 10)	27 - 39	205 - 621	2009-6411	x	x
Hjelm Bugt*	01-12-2008	6091456	711984	Skrubbe	Muskel (n = 10)	28 - 42	242 - 983	2009-6412	x	-
Ho Bugt *	23-10-2008	6160222	456319	Skrubbe	Muskel (n = 10)	25 - 30	185 - 431	2009-6413	x	x
Svanemølle Bugt *	09-10-2008	6181885	733573	Skrubbe	Muskel (n = 10)	27 - 36	215 - 596	2009-6414	x	x
Vejle Fjord	30-10-2007	6173000	539000	Ålekvabbe	Muskel (n = 10)	22 - 30	51 - 130	2008-3969	x	x
Vejle Fjord	30-10-2007	6173000	539000	Ålekvabbe	Kuld (n = 10)	-	-	2008-3970	x	x
Karrebæk Fjord	13-11-2007	6118255	671093	Ålekvabbe	Muskel (n = 10)	18 - 26	33 - 107	2008-3971	x	x
Karrebæk Fjord	13-11-2007	6118255	671093	Ålekvabbe	Kuld (n = 10)	-	-	2008-3972	x	x
Agersø	15-11-2007	6120000	640000	Ålekvabbe	Muskel (n = 10)	22 - 26	40 - 105	2008-3973	x	x
Agersø	15-11-2007	6120000	640000	Ålekvabbe	Kuld (n = 10)	-	-	2008-3974	x	x
Randers Fjord	30-10-2007	6268300	576700	Ålekvabbe	Muskel (n = 10)	19 - 26,5	35 - 103	2008-3975	x	x
Randers Fjord	30-10-2007	6268300	576700	Ålekvabbe	Kuld (n = 10)	-	-	2008-3976	x	x
Århus Bugt	30-10-2007	6227000	580000	Ålekvabbe	Muskel (n = 10)	24 - 28,5	69 - 105	2008-3979	x	x
Århus Bugt	30-10-2007	6227000	580000	Ålekvabbe	Kuld (n = 10)	-	-	2008-3980	x	x
Roskilde Fjord	21-11-2007	6176150	693600	Ålekvabbe	Muskel (n = 10)	16 - 25	40 - 113	2008-3981	x	x
Roskilde Fjord	21-11-2007	6176150	693600	Ålekvabbe	Kuld (n = 10)	-	-	2008-3982	x	x

* NOVANA-prøver

Tabel B1.2. Oversigt over prøver fra muslinger.

Område, station	Dato	Y UTM (Zone 32)	X UTM	Art	Prøvetype	Længde middel (cm)	Vægt middel (g)	Prøve ID	MeHg	HCBD
Øresund, L1*	26-11-2008	6181614	727998	Blåmusling	Bløddede, pool	63,53	5,65	2008-5395	x	x
Karrebæk Fjord*	27-10-2008	6120727	671373	Blåmusling	Bløddede, pool	51,72	2,97	2008-5210	x	x
Vesterhavet*	01-10-2008	6206382	6206382	Blåmusling	Bløddede, pool	41,28	1,81	2008-5468	x	x
Vadehavet, Lister Dyb*	30-10-2008	6105093	472897	Blåmusling	Bløddede, pool	33,10	0,91	2008-5242	x	x
Odense Fjord, M2*	22-10-2008	6149363	595819	Blåmusling	Bløddede, pool	53,68	2,09	2008-5196	x	x
Langerak, mss11*	15-10-2008	6317073	573540	Blåmusling	Bløddede, pool	56,70	2,66	2008-5162	x	x
Århus Bugt, 170165*	14-10-2008	6212230	583981	Blåmusling	Bløddede, pool	40,47	1,92	2008-5114	x	x
Lillebælt, Bredningen*	13-11-2008	6133921	555401	Blåmusling	Bløddede, pool	73,88	14,39	2008-5306	x	x
Storebælt, M39*	13-11-2008	6124252	639542	Blåmusling	Bløddede, pool	49,74	2,01	2008-5316	x	x
Roskilde Fjord, st. 60*	21-11-2008	6178399	692643	Blåmusling	Bløddede, pool	40,21	0,76	2008-5354	x	x
Silkeborg Langsø	12-05-2009	6225577	537097	Malermusling	Bløddede, pool	-	-	2009-6902	x	x

* NOVANA-prøver

Tabel B1.3. Oversigt over prøver fra fugle og pattedyr.

Område	Dato	Y UTM (Zone 32)	X UTM	Art	Prøvetype	Køn	Længde (cm)	Vægt (kg)	Prøve ID	MeHg	HCBD
Saltbæk Vig	28-02-2009	6177566	637001	Skarv	Muskel, lever	han	-	2,65	2009-6407	x	x
Saltbæk Vig	28-02-2009	6177566	637001	Skarv	Muskel, lever	hun	-	3,02	2009-6408	x	x
Saltbæk Vig	28-02-2009	6177566	637001	Skarv	Muskel, lever	han	-	2,52	2009-6409	x	x
Silkeborg Langsø	01-07-2003	6225500	534000	Odder	Muskel, lever	han	107	7,53	2003-0048	x	x
Silkeborg, Frederiksberg- gade	01-04-2005	6223518	534020	Odder	Muskel, lever	han	86	4,61	2006-0023	x	x
Silkeborg, Gudenåvej	03-02-2006	6224130	534751	Odder	Muskel, lever	han	107	5,43	2006-0024	x	x
Møn, Klosterskovgård	06-09-2002	6103000	713000	Spættet sæl	Muskel, lever	hun	154	39,8	AM-25679	x	x
Falster, Gedser	30-08-2002	6053057	688729	Spættet sæl	Muskel, lever	han	190	86,0	AM-25681	x	x
Falster, Rødsand	08-09-2002	6050957	682689	Spættet sæl	Muskel, lever	han	152	55,1	AM-25682	x	x

Bilag 2 - Data for HCB, HCCP, totalkviksølv og metylkviksølv i biota

Tabel B2.1. Analysedata for totalkviksølv, metylkviksølv, HCB og HCCP i fisk.

Prøve ID-nr.	Beskrivelse	Station	MeHg µg/kg vv	Total Hg µg kg/ vv	% MeHg	HCB µg/kg vv	HCCP µg/kg vv	% tørstof	% lipid
2009-6155	Skalle, muskel	Tissø	82	78	100 % #	<0,02	<0,04	24,1 %	0,36 %
2009-6156	Ål, muskel	Gremmeløkke Å	119	92	100 % #	<0,05	<0,10	39,8 %	14,80 %
2009-6157	Ål, muskel	Hågerup Å	93	123	76 %	<0,05	<0,09	34,9 %	10,10 %
2009-6158	Ål, muskel	Odense Å	i.a.	102	i.a.	<0,06	<0,11	32,7 %	6,43 %
2009-6159	Ål, muskel	Mossø	61	75	81 %	<0,05	<0,10	41,3 %	15,20 %
2009-6160	Ål, muskel	Tissø	i.a.	109	i.a.	<0,05	<0,10	30,8 %	7,72 %
2009-6152	Aborre, muskel	Fjellerup Sø	<10	27	<50 %	<0,02	<0,04	21,8 %	0,24 %
2009-6153	Aborre, muskel	Mossø	42	90	47 %	<0,02	<0,04	25,2 %	0,36 %
2009-6154	Aborre, muskel	Tissø	<10	76	<50 %	<0,02	<0,04	23,2 %	0,39 %
2009-6410	Skrubbe, muskel	Øresund, Nivå *	103	105	98 %	i.a.	i.a.	21,3 %	i.a.
2009-6411	Skrubbe, muskel	Storebælt, Agersø *	120	138	87 %	<0,02	<0,04	21,1 %	0,41 %
2009-6412	Skrubbe, muskel	Hjelm Bugt *	79	61	100 % #	i.a.	i.a.	23,4 %	i.a.
2009-6413	Skrubbe, muskel	Ho Bugt *	42	40	100 % #	<0,02	<0,04	23,0 %	i.a.
2009-6414	Skrubbe, muskel	Øresund, Svanemølle *	69	92	75 %	<0,02	<0,03	22,8 %	i.a.
2008-3969	Ålekvabbe, muskel	Vejle Fjord	16	13	100 % #	<0,02	<0,04	19,2 %	0,46 %
2008-3971	Ålekvabbe, muskel	Karrebæk Fjord	63	66	95 %	<0,02	<0,05	19,9 %	0,54 %
2008-3973	Ålekvabbe, muskel	Agersø	40	39	100 % #	<0,02	<0,04	19,2 %	0,40 %
2008-3975	Ålekvabbe, muskel	Randers Fjord	23	25	90 %	<0,02	<0,04	18,6 %	0,45 %
2008-3979	Ålekvabbe, muskel	Århus Bugt	20	16	100 % #	<0,02	<0,04	18,8 %	0,66 %
2008-3981	Ålekvabbe, muskel	Roskilde Fjord	26	22	100 % #	<0,04	<0,08	18,2 %	i.a.
2008-3970	Ålekvabbe, unger	Vejle Fjord	<10	1,9	<100 %	<0,05	<0,09	11,0 %	1,97 %
2008-3972	Ålekvabbe, unger	Karrebæk Fjord	<10	8,4	<100 %	<0,04	<0,07	12,1 %	1,80 %
2008-3974	Ålekvabbe, unger	Agersø	<10	3,8	<100 %	<0,05	<0,10	11,7 %	2,01 %
2008-3976	Ålekvabbe, unger	Randers Fjord	<10	2,0	<100 %	<0,04	<0,07	10,5 %	2,07 %
2008-3980	Ålekvabbe, unger	Århus Bugt	<10	2,8	<100 %	<0,04	<0,07	10,8 %	2,07 %
2008-3982	Ålekvabbe, unger	Roskilde Fjord	<10	2,9	<100 %	<0,04	<0,07	11,9 %	1,91 %

* NOVANA-prøver; # afrundet til 100 %, da MeHg > Total Hg; i.a.: ikke analyseret.

Tabel B2.2. Analysedata for totalkviksløv, metylkviksløv, HCBD og HCCPD i muslinger, fugle og pattedyr.

Prøve ID-nr.	Beskrivelse	Station	MeHg µg/kg vv	Total Hg µg kg/ vv	% MeHg	HCBD µg/kg vv	HCCPD µg/kg vv	% tørstof	% lipid
2008-5395	Blåmusling	Øresund *	4,5	34	13 %	<0,04	<0,07	12,4 %	0,82 %
2008-5210	Blåmusling	Karrebæk fjord *	10,8	25	42 %	<0,04	<0,07	14,7 %	0,93 %
2008-5468	Blåmusling	Vesterhavet *	8,4	36	24 %	<0,03	<0,07	22,1 %	1,20 %
2008-5242	Blåmusling	Vadehavet *	14	31	46 %	<0,04	<0,07	21,7 %	0,84 %
2008-5196	Blåmusling	Odense Fjord *	4,5	21	22 %	<0,04	<0,07	14,6 %	0,75 %
2008-5162	Blåmusling	Langerak *	2,4	20	12 %	<0,03	<0,06	17,6 %	0,87 %
2008-5114	Blåmusling	Århus Bugt *	<2	8,1	<25 %	<0,03	<0,07	22,6 %	0,94 %
2008-5306	Blåmusling	Lillebælt *	2,0	18	11 %	<0,04	<0,07	23,7 %	1,42 %
2008-5316	Blåmusling	Storebælt *	3,7	14	27 %	<0,03	<0,07	13,5 %	0,76 %
2008-5354	Blåmusling	Roskilde Fjord *	2,8	15	19 %	<0,03	<0,06	10,2 %	0,55 %
2009-6902	Malermusling	Silkeborg Langsø	2,8	8,1	35 %	<0,03	<0,07	10,8 %	0,46 %
2009-6407a	Skarv-1 muskel	Saltbæk Vig	245	926	26 %	i.a.	i.a.	32,3 %	i.a.
2009-6408a	Skarv-2 muskel	Saltbæk Vig	152	688	22 %	i.a.	i.a.	30,9 %	i.a.
2009-6409a	Skarv-3 muskel	Saltbæk Vig	310	1034	30 %	i.a.	i.a.	33,5 %	i.a.
2003-0048a	Odder muskel	Silkeborg	704	691	100 % #	i.a.	i.a.	46,7 %	i.a.
2006-0023a	Odder, muskel	Silkeborg	140	225	62 %	i.a.	i.a.	26,2 %	i.a.
2006-0024a	Odder, muskel	Silkeborg	409	375	100 % #	i.a.	i.a.	25,9 %	i.a.
AM-25679a	Spættet sæl, muskel	Møn	1137	1271	89 %	i.a.	i.a.	26,9 %	i.a.
AM-25681a	Spættet sæl, muskel	Gedser	599	870	69 %	i.a.	i.a.	27,2 %	i.a.
AM-25682a	Spættet sæl, muskel	Rødsand	1072	1394	77 %	i.a.	i.a.	28,2 %	i.a.
2009-6407b	Skarv, lever	Saltbæk Vig	i.a.	i.a.	i.a.	<0,14	<0,26	29,8 %	1,28 %
2009-6408b	Skarv, lever	Saltbæk Vig	i.a.	i.a.	i.a.	<0,14	<0,26	29,3 %	3,68 %
2009-6409b	Skarv, lever	Saltbæk Vig	i.a.	i.a.	i.a.	<0,14	<0,26	30,5 %	1,79 %
2003-0048b	Odder, lever	Silkeborg	i.a.	i.a.	i.a.	<0,14	<0,27	30,9 %	4,92 %
2006-0023b	Odder, lever	Silkeborg	i.a.	i.a.	i.a.	<0,14	<0,27	32,3 %	1,84 %
2006-0024b	Odder, lever	Silkeborg	i.a.	i.a.	i.a.	<0,13	<0,25	32,1 %	2,31 %
AM-25679b	Spættet sæl, lever	Møn	i.a.	i.a.	i.a.	<0,14	<0,27	25,7 %	2,04 %
AM-25681b	Spættet sæl, lever	Gedser	i.a.	i.a.	i.a.	<0,14	<0,26	28,4 %	1,26 %
AM-25682b	Spættet sæl, lever	Rødsand	i.a.	i.a.	i.a.	<0,13	<0,25	25,9 %	1,13 %

* NOVANA-prøver; # afrundet til 100 %, da MeHg >Total Hg; i.a.: ikke analyseret.

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet. På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.

DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø. Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, konferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 4630 1200
Fax: 4630 1114

Administration
Afdeling for Arktisk Miljø
Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afdeling for Systemanalyse

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejløvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 8920 1400
Fax: 8920 1414

Afdeling for Ferskvandsøkologi
Afdeling for Terrestrisk Økologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønne
Tlf.: 8920 1700
Fax: 8920 1514


Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

- Nr./No. 2010**
- 789 Forekomst og regulering af fritlevende mink i Danmark i jagtsæsonen 2007/08.
Af Asferg, T. 28 s.
 - 788 Forekomst af antikoagulante rodenticider i danske rovfugle, ugler og små rovpattedyr.
En basisundersøgelse.
Af Christensen, T.K., Elmeros, M. & Lassen, P. 84 s.
 - 787 Effekter af øgede kvælstoftilførsler på miljøet i danske fjorde.
Af Markager, S., Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Windolf, J. & Timmermann, K. 54 s.
 - 786 Emissions from decentralised CHP plants 2007 – Energinet.dk Environmental project no. 07/1882.
Project report 5 – Emission factors and emission inventory for decentralised CHP production.
By Nielsen, M., Nielsen, O.-K. & Thomsen, M. 113 pp.
 - 785 Guidelines to environmental impact assessment of seismic activities in Greenland waters.
2nd edition.
By Boertmann, D., Tougaard, J., Johansen, K. & Mosbech, A. 42 pp.
 - 784 Denmark's National Inventory Report 2010. Emission Inventories 1990-2008 – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol.
By Nielsen, O.-K., Lyck, E., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Gyldenkærne, S., Winther, M., Nielsen, M., Fauser, P., Thomsen, M., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R., Hjelgaard, K., Johannsen, V.K., Vesterdal, L., Rasmussen, E., Arfaoui, K. & Baunbæk, L. 1178 pp.
 - 783 Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner.
Af Andersen, M.S. 33 s.
 - 782 Screening for kloralkaner i sediment. Relevans for NOVANA.
Af Larsen, M.M., Hjorth, M. & Sortkjær, O. 22 s.
 - 781 Emissionskortlægning for decentral kraftvarme 2007 – Energinet.dk miljøprojekt nr. 07/1882.
Delrapport 5 Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme, 2006.
Af Nielsen, M., Nielsen, O.-K. & Thomsen, M. 105 s.
 - 780 Heavy Metal Emissions for Danish Road Transport.
By Winther, M. & Slentø, E. 99 pp.
 - 779 Brændefyrings bidrag til luftforurening. Nogle resultater fra projektet WOODUSE.
Af Olesen, H.R., Wählin, P. & Illerup, J.B. 71 s.
 - 778 Ynglefugle i Tøndermarsken og Margrethe Kog 1975-2009. En analyse af udviklingen i fuglenes antal og fordeling med anbefalinger til forvaltningstiltag.
Af Clausen, P. & Kahlert, J. (red.) 206 s.
 - 777 Air pollution from residential wood combustion in a Danish village.
Measuring campaign and analysis of results.
By Wählin, P., Olesen, H.R., Bossi, R. & Stubkjær, J. 49 pp.
 - 776 Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE.
Emission inventories from the base year of the protocols to year 2008.
By Nielsen, O.-K., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Fauser, P., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R. & Hjelgaard, K. 565 pp.
 - 775 Environmental monitoring at the former lead-zinc mine in Maarmorilik, Northwest Greenland, in 2009.
By Johansen, P., Asmund, G., Rigét, F., Johansen, K. & Schledermand, H. 32 pp.
 - 774 Kvælstofbelastningen ved udvalgte terrestriske habitatområder i Sønderborg kommune.
Af Frohn, L. M., Skjøth, C. A., Becker, T., Geels, C. & Hertel, O. 30 s.
 - 773 Geese, seabirds and mammals in North and Northeast Greenland.
Aerial surveys in summer 2009.
By Boertmann, D. & Nielsen, R.D. 66 pp.
 - 772 Environmental monitoring at the Nalunaq Gold Mine, South Greenland, 2009.
By Glahder, C.M., Asmund, G. & Riget, F. 32 pp.
 - 771 OMLHighway within the framework of SELMAGIS. Final Report.
By Jensen, S.S., Becker, T., Ketznel, M., Løfstrøm, P., Olesen, H.R. & Lorentz, H. 26 pp.
 - 770 Road pricing, luftforurening og eksternalitetsomkostninger.
Af Jensen, S.S., Ketznel, M. & Andersen, M.S. 48 s.

[Tom side]



10/2003
A
M
C

KVIKSØLVFORBINDELSER, HCBT OG HCCPD I DET DANSKE VANDMILJØ

NOVANA screeningsundersøgelse

Kviksølv ophobes i dyr i de akvatiske økosystemer, bl.a. i form af det meget giftige methylkviksølv. Koncentrationsniveauerne er i nogle danske vandområder så høje, at indholdet af kviksølv i muslinger og fisk overskrider EU's miljøkvalitetskrav, hvorved kviksølv vurderes at udgøre en risiko for fiskespisende dyr. De klorerede forbindelser hexachlorbutadien (HCBT) og hexachlor-cyclopentadien (HCCPD) blev derimod ikke fundet i de undersøgte dyr.