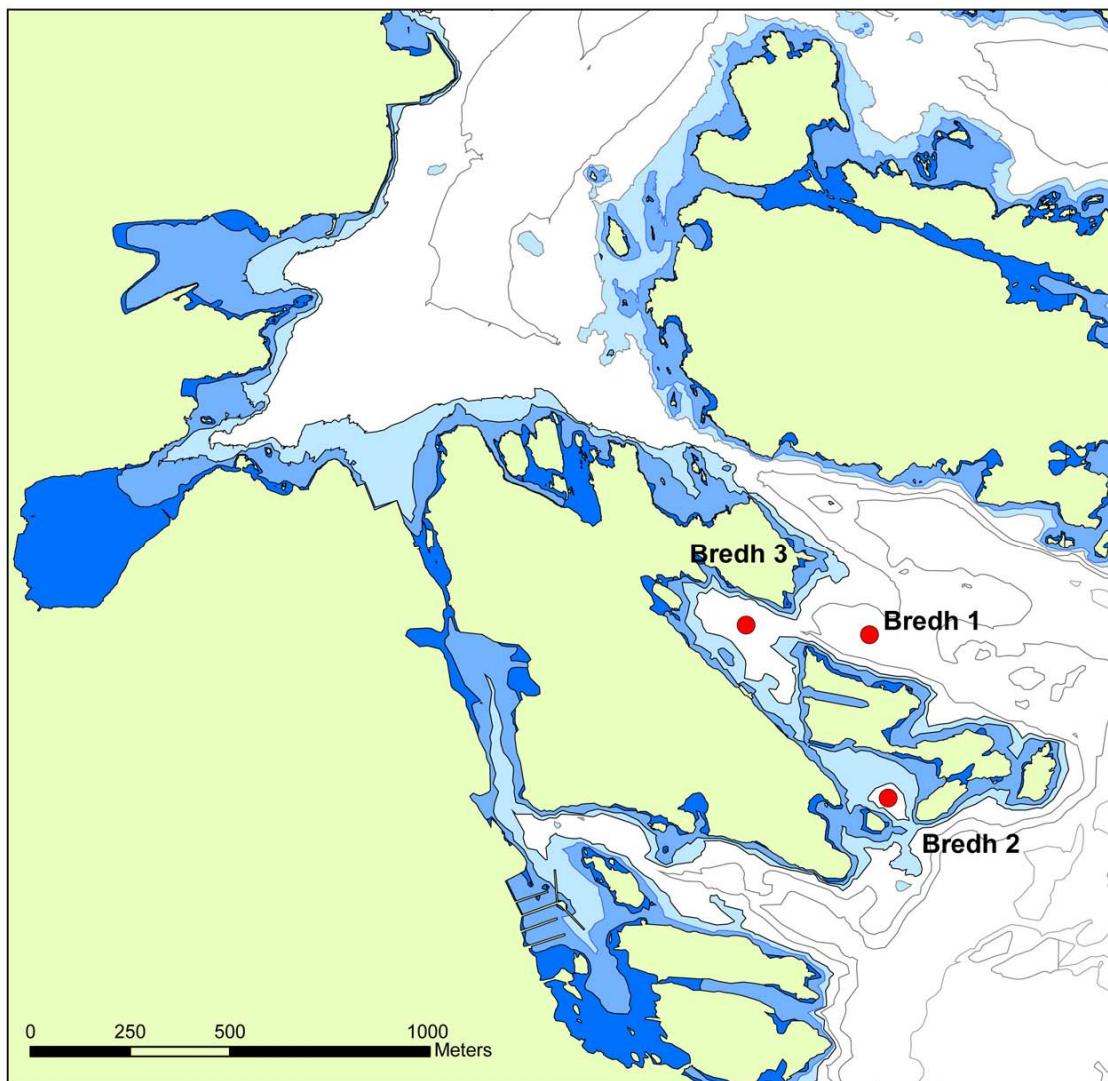


Biotilgjengelighet av miljøgifter i
sedimenter fra Bredalsholmen,
samt toksisitet av sedimentene for
algen *Skeletonema costatum*



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 2218 51 00
Telefax (47) 55 23 24 95

NIVA Midt-Norge

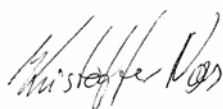
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

| | | |
|--|---|---------------------------|
| Tittel Biotilgjengelighet av miljøgifter i sedimenter fra Bredalsholmen, samt toksisitet av sedimentene for algen <i>Skeletonema costatum</i> | Løpenr. (for bestilling) 5503-2007 | Dato 12. desember 2007 |
| | Prosjektnr. Undernr. 26443 | Sider Pris 35 |
| Forfatter(e) Anders Ruus, Kristoffer Næs, Torsten Källqvist, Merete Schøyen, Sigurd Øxnevad, Olav Bøyum | Fagområde Miljøgifter i marint miljø | Distribusjon Åpen |
| | Geografisk område Vest-Agder | Trykket CopyCat |

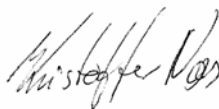
| | |
|--|-------------------|
| Oppdragsgiver(e) Kristiansand kommune | Oppdragsreferanse |
|--|-------------------|

Sammendrag:
NIVA har på oppdrag fra Kristiansand kommune undersøkt biotilgjengelighet og toksisitet av miljøgifter i sedimenter nær Bredalsholmen. Blåskjell fra området har også vært analysert. Blåskjellanalysene viser en viss PAH-påvirkning på området, sannsynligvis fra lokale tilførsler (båthavn) og transport fra andre områder i indre Kristiansandsfjorden. Det var ikke indikasjoner på aktive tilførsler av PCB til de øvre vannlag i området. Forhøyede HCB-verdier kan skyldes at sedimentene i indre Kristiansandsfjorden generelt er påvirket av HCB. Sedimentene fra området rundt Bredalsholmen var sterkt forurenset med PAH og man kunne observere akkumulering i organismer eksponert for disse. Imidlertid var ikke PAH-konsentrasjonene i organismene veldig mye høyere enn i kontrollgruppen. Sedimentene var kun moderat forurenset med PCB, men akkumulering i organismer ble vist. Resultatene viste indikasjoner på at PAH var sterkere partikkelbundet, enn PCB. Toksisitetstester av porevann med kiselalgen *Skeletonema costatum* viste at porevannet hadde veksthemmende effekter på alger. Toksisiteten var imidlertid lavere enn grenseverdien som er foreslått i SFTs veileder for risikovurdering av forurensete sedimenter på alle stasjonene som ble undersøkt. På den ene stasjonen var toksisiteten nær grensen.

| | |
|--|---|
| Fire norske emneord 1. Biotilgjengelighet 2. Bioakkumulering 3. Sediment 4. Toksisitet | Fire engelske emneord 1. Bioavailability 2. Bioaccumulation 3. Sediment 4. Toxicity |
|--|---|



Kristoffer Næs
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

O-26443

**Biotilgjengelighet av miljøgifter i sedimenter fra
Bredalsholmen, samt toksisitet av sedimentene for
algen *Skeletonema costatum***

Forord

Kristiansand kommune vurderer tiltak for å bøte på forurensningene som foreligger i sedimentene rundt Bredalsholmen i Kristiansand. Før dette settes i gang var det ønsket et bedre beslutningsgrunnlag ved at miljøgiftenes biotilgjengelighet skulle undersøkes.

NIVA ble engasjert til å gjennomføre dette i henhold til tilbud av 20. november 2006 ved Kristoffer Næs. Ved NIVA har Anders Ruus hatt ansvaret for de feltmessige eksperimentene og vært hovedforfatter av rapporten. Torsten Källqvist har hatt ansvar for alge-testene, med assistanse fra Randi Romstad og Oscar Fogelberg. I det eksperimentelle arbeidet har også Merete Schøyen og Sigurd Øxnevad deltatt. Analysene er gjennomført ved NIVAs laboratorium og hovedansvarlig har vært Olav Bøyum. Kristoffer Næs har hatt prosjektlederansvaret.

Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Bjørg Kari Haugland.

Alle takkes for bidrag.

Oslo, 12. desember 2007

Kristoffer Næs

Innhold

| | |
|--|-----------|
| Sammendrag | 6 |
| Summary | 7 |
| 1. Innledning | 8 |
| 2. Materiale og metoder | 9 |
| 2.1 Innsamling av materiale | 9 |
| 2.2 Bioakkumuleringstest med <i>Nereis diversicolor</i> og <i>Hinia reticulata</i> | 10 |
| 2.2.1 Bakgrunn | 10 |
| 2.2.2 Organismene | 10 |
| 2.2.3 Det eksperimentelle oppsettet | 10 |
| 2.2.4 Analyser | 13 |
| 2.3 Toksisitetstest med <i>Skeletonema costatum</i> | 14 |
| 2.4 Undersøkelser av akkumulering i blåskjell | 14 |
| 3. Resultater og diskusjon | 16 |
| 3.1 Konsentrasjoner i sedimenter | 16 |
| 3.2 Bioakkumulering av miljøgifter fra sedimentene | 16 |
| 3.3 Veksthemming hos <i>Skeletonema costatum</i> | 22 |
| 3.4 Konsentrasjoner av PCB og PAH i blåskjell | 24 |
| 3.5 Oppsummerende betraktninger | 24 |
| 4. Referanser | 26 |

| | |
|--|-----------|
| Vedlegg A. Fettinnhold (%) og konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) av PAH-forbindelser i individuelle prøver av organismer (<i>Nereis diversicolor</i> og <i>Hinia reticulata</i>) eksponert for sedimenter fra området rundt Bredalsholmen, og eksponert for kontrollsediment (bioakkumuleringstest) | 27 |
| Vedlegg B. Totalt tørrstoff (TTS; %), totalt organisk karbon (TOC; %) og konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) av PAH-forbindelser i sedimenter fra området rundt Bredalsholmen, samt et kontrollsediment | 30 |
| Vedlegg C. Fettinnhold (%) og konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) av PCB-kongenere i individuelle prøver av organismer (<i>Nereis diversicolor</i> og <i>Hinia reticulata</i>) eksponert for sedimenter fra området rundt Bredalsholmen, og eksponert for kontrollsediment (bioakkumuleringstest) | 32 |
| Vedlegg D. Totalt tørrstoff (TTS; %), totalt organisk karbon (TOC; %) og konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) av PCB-kongenere i sedimenter fra området rundt Bredalsholmen, samt et kontrollsediment | 34 |

Sammendrag

Sedimentene rundt Bredalsholmen, Kristiansand, har vist seg å være forurenset av miljøgifter slik som PAH, PCB og TBT. Kristiansand kommune vurderer derfor å gjennomføre tiltak, men ønsker før dette settes i gang et bedre beslutningsgrunnlag ved at miljøgiftenes biotilgjengelighet undersøkes. Dette er gjort ved NIVAs marine forskningsstasjon Solbergstrand i et standard forsøksoppsett hvor testorganismene *Nereis diversicolor* (mark) og *Hinia reticulata* (snegl) ble eksponert for sedimenter fra området ved Bredalsholmen.

I forbindelse med et initiativ fra Det internasjonale Råd for Havforskning om utprøving av såkalte passive prøvetakere for miljøgifter som NIVA deltar i, har slike prøvetakere også vært satt ut sammen med blåskjell i indre Kongshavn. Blåskjellanalysene viste at det er en viss PAH-påvirkning på området. Det kan både skyldes lokale tilførsler for området ved Bredalsholmen inklusive båthavna og også transport fra andre områder i indre Kristiansandsfjorden. Videre indikerer analysene at det ikke er aktive tilførsler av PCB til de øvre deler av vannmassen i området. PCB-forurensningen i sedimentene påvirker i liten grad de øvre vannlag i Kongshavnområdet. Forhøyede HCB-verdier kan skyldes at sedimentene i indre Kristiansandsfjorden generelt er påvirket av HCB.

Sedimentene fra området rundt Bredalsholmen var sterkt forurenset med PAH og man kunne observere signifikant høyere konsentrasjoner av flere PAH-forbindelser (og sum-PAH) i organismer eksponert for Bredalsholmen-sedimenter enn i organismer eksponert for uforurenset kontrollsediment. Imidlertid var ikke PAH-konsentrasjonene i organismene som ble eksponert for Bredalsholmen-sedimentene, veldig mye høyere enn i organismene eksponert for kontrollsediment, maksimum en størrelsesorden.

Sedimentene fra Bredalsholmen var kun moderat forurenset med PCB. Konsentrasjonene av PCB i organismer som var eksponert for disse sedimentene, var en faktor 3-4 høyere (signifikant bioakkumulering for de fleste kongenere) enn konsentrasjonene i organismer eksponert for kontrollsediment.

Det var tydelig av resultatene at PCB i mye større grad enn PAH ble akkumulert i testorganismene eksponert for sedimenter fra området rundt Bredalsholmen. En forklaring til dette er trolig at de sedimentbundne PAH-forbindelsene har spesielt høy partikkeltilknytning sammenlignet med PCB.

Toksisitetstester av porevann med kiselalgen *Skeletonema costatum* viste at porevannet hadde veksthemmende effekter på alger. Toksisiteten var imidlertid lavere enn grenseverdien som er foreslått i SFTs veileder for risikovurdering av forurensete sedimenter på alle stasjonene som ble undersøkt. På den ene stasjonen var toksisiteten nær grensen.

Blåskjellanalysene viste at det er en viss påvirkning av PAH og HCB på de øvre vannlag i området. Denne påvirkningen tilsvarer generelt markert forurenset i SFTs klassifiseringssystem for miljøtilstand. Det var imidlertid ingen påvirkning av PCB.

Summary

Title: Bioavailability of contaminants in sediments from Bredalsholmen, and toxicity of the sediments to the algae *Skeletonema costatum*

Year: 2007

Author: Anders Ruus, Kristoffer Næs, Torsten Källqvist, Merete Schøyen, Sigurd Øxnevad, Olav Bøyum

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5238-5

The sediments in the vicinity of Bredalsholmen, Kristiansand, are shown to contain elevated levels of contaminants, such as PAHs, PCBs and TBT. The local authority of Kristiansand is planning remedial actions, but wish to strengthen the decision basis by evaluating the bioavailability of the sediment associated contaminants. This evaluation has been performed by the Norwegian Institute for Water Research in an experimental setup, using the polychaet *Nereis diversicolor* and the gastropod *Hinia reticulata*.

In connection with an initiative from the International Council for the Exploration of the Sea (ICES), regarding testing and comparisons of so-called "passive samplers" of contaminants, such samplers have been deployed together with blue mussels, near Bredalsholmen. The analysis of blue mussels showed a certain influence of PAHs in the area. This may be attributed to local inputs, e.g. from the harbour, but also transport from other sources in the Kristiansandsfjord. Furthermore, the analyses indicate no active inputs of PCBs to the upper water layers in the area. The PCB contamination of the sediments has little influence on the upper water layers near Kongshavn. Elevated levels of HCB may be attributed to the general HCB contamination of the inner Kristiansandsfjord.

The sediments in the vicinity of Bredalsholmen were strongly polluted with PAHs, and statistically significant higher concentrations (of several compounds as well as Sum-PAH) could be observed in organisms exposed to these sediments, as compared to organisms exposed to a clean reference/control sediment. However, the organisms exposed to the contaminated sediments did not contain very much higher concentrations of PAHs (maximum an order of magnitude).

The sediments in the vicinity of Bredalsholmen were only moderately polluted with PCBs. The concentrations in organisms exposed to these sediments were a factor of 3-4 higher (statistically significant bioaccumulation) than the concentrations in organisms exposed to the reference/control sediment.

The test results showed that PCBs accumulated to a larger extent than PAHs in the test organisms exposed to the Bredalsholmen sediments. An explanation is likely that the sediment associated PAHs are more strongly attached to the particles, as compared to the PCBs.

Toxicity testing of sediment pore water, using the diatom *Skeletonema costatum* showed that the pore water had an inhibitory effect on algal growth. In all sediments the toxicity was, however, lower than the limit value suggested in the guide for risk assessment of contaminated sediments, of the Norwegian Pollution Control Authority. At one station the toxicity was close to the limit value.

Analysis of blue mussels showed a certain influence of PAHs and HCB in the upper water layers in the area. This influence corresponds in general to "markedly polluted" in the classification system for environmental condition of the Norwegian Pollution Control Authority. There was, however, no influence of PCBs.

1. Innledning

Undersøkelser av sedimentene rundt Bredalsholmen, Kristiansand, har vist at de er forurenset av miljøgifter, særlig polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), polyklorerte bifenyler (PCB) og tributyltin (TBT). En nylig utført risikovurdering peker på at forurensningen kan representere en fare for human helse ved inntak av fisk og skalldyr fra området.

Det er besluttet at Kristiansand kommune skal iverksette tiltak mot forurensete sedimenter i nærheten av Bredalsholmen. Imidlertid, før dette settes i gang ønskes det et bedre beslutningsgrunnlag for om ytterligere tiltak rundt Bredalsholmen er nødvendig, ved at miljøgiftenes biotilgjengelighet og sedimentenes toksisitet undersøkes.

I henhold til anbefalinger i Statens forurensningstilsyn (SFT) sin veileder for risikovurdering av forurenset sediment ("risikoveilederen") er biotilgjengeligheten av sedimentbundne miljøgifter (PAH og PCB) belyst gjennom en undersøkelse av bioakkumulering i den bunnlevende flerbørstemarken *Nereis diversicolor* og nettsnegl (*Hinia reticulata*). Dette er gjennomført ved hjelp av et standardoppsett ved NIVAs eksperimentelle stasjon Solbergstrand i Oslofjorden, slik det er beskrevet i kapittel 2.2.

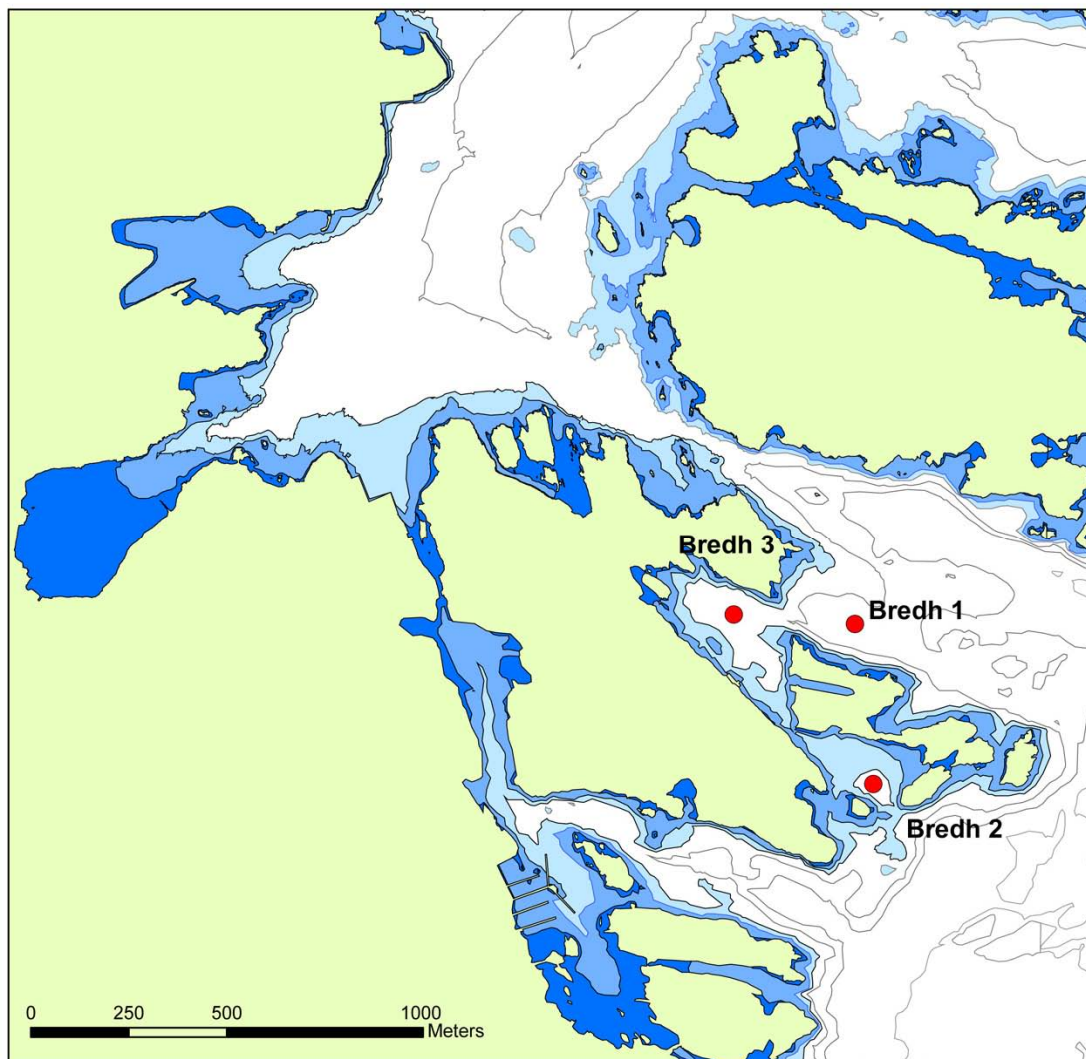
Akutt effekt av porevann fra forurensete sedimenter er noe som berører både trinn 1 og trinn 2 i en risikovurdering av forurenset sediment i hht. SFTs veileder ("risikoveilederen"). En slik toksisk effekt er her evaluert ved undersøkelse av veksthemming hos algen *Skeletonema costatum*.

I forbindelse med et initiativ fra Det Internasjonale Råd for Havforskning (ICES) om utprøving av såkalte passive prøvetakere for miljøgifter som NIVA deltar i, har slike prøvetakere vært satt ut sammen med blåskjell i indre Kongshavn. Målingene er ment å skulle gi informasjon om innholdet av miljøgiftene PAH og PCB i vannmassene. Målingene har vært gjennomført kostnadsfritt for Kristiansands kommune.

2. Materiale og metoder

2.1 Innsamling av materiale

Det er eksperimentert med sedimenter fra tre lokaliteter, nemlig fra indre Kongshavn samt bassengene nordøst og syd for Bredalsholmen (**Figur 1**). For hver lokalitet samt et referansesediment fra ytre Oslofjord er eksperimentene gjennomført i triplikat. Innsamling av sedimentprøver ble gjort 6. oktober 2006. Sedimentoverflateprøver (0-2 cm) ble samlet inn med Niemistø ”gravity corer” og en VanVeen-grabb.



Figur 1. Kart med stasjonsplassering rundt Bredalsholmen, for innsamling av sedimenter til testing av biotilgjengelighet. ”Bredh 1”: Nordøst for Bredalsholmen, ”Bredh 2”: Syd for Bredalsholmen, ”Bredh 3”: Indre Kongshavn.

Testene for bioakkumulering involverer et kontroll-/referansesediment. Dette sedimentet ble samlet inn i Rambergbukta, som ligger på vestsiden av Jeløya i Oslofjorden. Dette er sediment som har vist

seg å inneholde bakgrunnskonsentrasjoner av ulike miljøgifter (Skei et al. 2002). På denne lokaliteten ble også organismene til bioakkumuleringstesten (*Nereis diversicolor* og *Hinia reticulata*) samlet inn.

2.2 Bioakkumuleringstest med *Nereis diversicolor* og *Hinia reticulata*

2.2.1 Bakgrunn

Kunnskap om miljøgifters akkumulering i bunnlevende organismer har både økologisk relevans og relevans for menneskers kosthold (gjennom betydningen av sedimentlevende organismer som byttedyr for fisk). Kunnskap om biotilgjengeligheten til miljøgifter kan vanskelig estimeres kun ved hjelp av kjemisk analyse av miljøgifter i sedimenter. Årsakene er blant annet at ulike fysiske-kjemiske egenskaper hos ulike miljøgifter (f. eks. fettløselighet og motstandsdyktighet mot biologisk nedbrytning), samt egenskaper ved sedimentet (f.eks. partikkelstørrelse og organisk innhold), vil påvirke biotilgjengelighet. Av de samme årsakene kan det også være vanskelig å ekstrapolere resultater fra studier av én miljøgift, over til andre miljøgifter. Det er derfor høyst relevant å evaluere biotilgjengelighet ved å måle opptak eller akkumulering av spesifikke miljøgifter i sedimentlevende organismer. Slike biotilgjengelighetstester for miljøgifter i sedimenter har vært arbeidet med i en rekke land, i de fleste tilfeller som verktøy i vurderinger av miljøfarligheten av mudret sediment. Den mest omfattende dokumentasjonen har blitt produsert av det amerikanske Environmental Protection Agency, EPA (Lee et al. 1991).

Det benyttes et etablert testsystem for testing av biotilgjengeligheten av miljøgifter i marine sedimenter (Ruus et al. 2005; Hylland, 1996). Testsystemet er tidligere benyttet i en rekke sammenhenger.

2.2.2 Organismene

Det benyttes to arter i dette oppsettet for testing av biotilgjengelighet. Den ene er flerbørstemarken *Nereis (Hediste) diversicolor* og den andre er nettsnegl, *Hinia (Nassarius) reticulata* (**Figur 2**). Begge artene er vanlige på grunt vann langs Norskekysten. Flerbørstemarken (*N. diversicolor*) er utbredt langs Europas kyster, fra Middelhavet til Helgelandskysten, samt vest i Østersjøen. Den finnes fortrinnsvis på grunt vann (i tidevannssonen) og kan der forekomme i svært høye tettheter. Nettsnegl finnes i fjæra og ned til ca. 15 m dyp. Den er utbredt fra Kanariøyene og Azorene i sør, til Lofoten i nord. Begge artene foretrekker sand- og mudderbunn og er tolerante overfor lave saltholdigheter. Børstemarken er omnivor (Goerke, 1971), mens nettsnegl er åtseleter og rovdyr, men kan også nyttiggjøre seg organisk materiale i sedimentet. Sedimentlevende evertebrater, slik som *Nereis* og *Hinia*, er den viktigste næringskilden for mange bunnlevende fisk og vil derfor kunne bidra til transport av enkelte miljøgifter oppover i næringskjeden (Ruus, 2001).

2.2.3 Det eksperimentelle oppsettet

En detaljert beskrivelse av det eksperimentelle oppsettet finnes i Hylland (1996) og Ruus et al. (2005). Det benyttes 3 replikate akvarier for hvert sediment (samt for kontrollgruppen). Eksponeringstiden var på 28 døgn, som er anbefalt av Lee et al. (1991).

De aktuelle sedimentene ble homogenisert ved hjelp av en "malingblander" (til sediment-bruk), montert på en elektrisk drill. 1,4 L sediment ble så tilsatt hvert av akvariene (3 akvarier per sediment/stasjon; 15 × 20 × 22 cm glassakvarier; **Figur 2**). Prøver av kontrollsediment og sedimenter fra området rundt Bredalsholmen ble samtidig tatt ut til kjemisk analyse (se Kap. 2.2.4). Akvariene ble tilkoblet vann fra 60 m dyp ved NIVAs marine forskningsstasjon Solbergstrand.

Deretter ble organismene tilsatt (20 børstemark og 10 snegl i hvert akvarium). Etter 28 døgn eksponering ble dyrene silt ut og børstemarkene ble oppbevart i et begerglass med vann (fra 60 m dyp)

i 8-12 timer for å tømme eventuelle rester av sediment i tarmen. Sneglene ble tatt ut av skallet ved hjelp av en nøtteknekker. Deretter ble alle dyrene fordelt på prøveglass og frosset. Prøvene ble oppbevart nedfrost før analyse.

Da hvert akvarium er en eksperimentell enhet ble alle individene av *Nereis* (børstemark) fra hvert akvarium slått sammen til én prøve før analyse (utgjør 3 prøver pr. sediment). Tilsvarende ble gjort for individer av nettsnegl.

De kjemiske analysene som ble gjennomført i forbindelse med aktiviteten som beskrives i det følgende ble alle utført på NIVAs laboratorium. Laboratoriet er akkreditert (i hht. NS-EN45001 og ISO/IEC Guide 25).

a.



b.



c.



Figur 2. Fotografi av det eksperimentelle oppsettet (a.), *Nereis diversicolor* sortert ut for tilsetting i akvarium ved forsøksstart (b.) og eksemplar av nettsnegl, *Hinia reticulata* (c.).

2.2.4 Analyser

De biologiske prøvene (flerbørstemark og snegl) ble analysert for PAH og PCB. For å optimalisere mengden materiale til analyse, ble en felles opparbeidelse (involverer forsåping/saponifisering) gjort for ekstraksjon til de to kjemikaliegruppene. Dette innebærer at opparbeidelsen/ekstraksjonen for PCB avviker fra akkreditert metode.

I tillegg ble organismene analysert for fettinnhold (% våtvekt), gravimetrisk. Dette ble ikke gjort i triplikat (som for PCB og PAH), men en alikvote fra hver replikat ble slått sammen til en analyse. Dette ble også gjort for å optimalisere mengden vev til kjemisk analyse (gir lavere deteksjonsgrenser).

Sedimentet ble analysert for PAH, PCB, totalt organisk karbon (TOC) og totalt tørrstoff (TTS).

En detaljert beskrivelse av metodene følger.

PAH

Det biologiske materialet ble homogenisert, tilsatt internstandarder og forsåpet. PAH ble ekstrahert med n-pentan og tørket over natriumsulfat. Ekstraksjonsvolumet ble redusert, og ekstraktene ble renset ved GPC (Gel Permeation Chromatography). Dersom nødvendig ble prøvene videre renset ved DMF-fordeling (Dimethylformamide) og eluering i silica-kolonner. Ekstraktene ble analysert ved hjelp av GC/MS i SIM (Single Ion Monitoring), og konsentrasjonen av de ulike PAH-forbindelsene i standardløsningene var fra 5-1000 ng/μl. GCen var utstyrt med en 30 m kolonne med et materiale bestående av 5 % phenyl polysiloxane (0,25 mm i.d. og 0,25 μm filmtykkelse), og splitless injeksjon. Den initielle kolonnetemperaturen var 60°C, som etter 2 minutter ble øket til 250°C med en hastighet på 7°C/min og deretter øket til 310°C med en hastighet på 15°C/min. Injektortemperaturen var 300°C, temperaturen i overføringen var 280°C, og temperaturen i ionekilden var 230°C. Gjennomstrømningshastigheten var på 1,2 ml/min. Kvantifisering av individuelle komponenter ble utført ved å benytte interne standarder.

Sedimentet ble homogenisert og tilsatt internstandarder. PAH ble ekstrahert med diklormetan:sykloheksan (1:1) ved bruk av ASE (Accelerated Solvent Extraction) ved en temperatur på 100°C og trykk på 2000 psi. Videre rensing og analyse av ekstraktene er som beskrevet for PAH i biologisk materiale.

PCB

Opparbeidelsen for PCB-analyser ble, som nevnt, gjort som for PAH. Ekstraktene ble analysert ved GC/ECD. GCen var utstyrt med en 60 m kolonne med et materiale bestående av 5 % fenyl polysiloksan (0,25 mm i.d. og 0,25 μm filmtykkelse), og splitless injeksjon. Den initielle kolonnetemperaturen var på 90°C, som etter to minutter ble økt til 180°C i en hastighet på 10°C/min, så økt til 270°C med en hastighet på 2°C/min og etter 1 min økt til 310°C med en hastighet på 20°C/min. Injektortemperaturen var på 255°C, detektortemperaturen på 285°C gjennomstrømningshastigheten var på 1 ml/min. Kvantifisering av individuelle komponenter ble utført ved å benytte de interne standardene.

Sedimentet ble homogenisert og tilsatt internstandarder. PCB ble ekstrahert med diklormetan:sykloheksan (1:1) ved bruk av ASE (Accelerated Solvent Extraction) ved en temperatur på 100°C og trykk på 2000 psi. Analyse av ekstraktene er som beskrevet for PCB i biologisk materiale.

TOC

Sedimentet ble frysetørket, knust og surgjort med saltsyre (1N HCl). Sedimentet ble deretter analysert for totalt organisk karbon (TOC) ved katalytisk forbrenning ved bruk av elementanalysator (Carlo Erba modell 1106). Ovnen var innstilt på 1030 °C.

Tørrstoff i sedimentet ble bestemt gravimetrisk.

2.3 Toksisitetstest med *Skeletonema costatum*

En toksisitetstest med den marine planktonalgen *Skeletonema costatum* ble utført på porevann fra sedimentene fra området ved Bredalsholmen. Porevannet ble fremstilt ved sentrifugering av sedimentprøvene, som følger: Sedimentene ble homogenisert før ca. 800 ml sediment fra hver stasjon ble overført til to sentrifugeglass (polypropylen, rommer 425 ml, veid på forhånd) for porevannopparbeidelse. De fylte sentrifugeglassene ble veid og sentrifugert ved maksimum hastighet (10 816 g, 8000 rpm) i 45 minutter i en Sorvall-sentrifuge med SLA-3000 rotor (romtemperatur). Supernatanten ble dekantert over i en egnet beholder og holdt stille i 30 minutter for sedimentering av eventuelle suspenderte partikler. Deretter ble porevannet sugd av (vha. full-pipette) og overført til en ny egnet beholder.

Testmetoden som ble benyttet er basert på ISO 10253 - Marine algae growth inhibition test. Noen modifiseringer av metoden ble gjort for å gjøre det mulig å teste små prøvevolum og gjøre gjennomføringen rasjonell.

Skeletonema costatum er en sentrisk kiselalge (diatomé) i familien *Coscinodiscaeae*. Slekten *Skeletonema* kjennetegnes spesielt av sine tynnskallede og langtornede former og er meget vanlig i marint plankton. *Skeletonema costatum* er kanskje den vanligste kiselalgen i norske kystfarvann og har størst forekomst fra februar til april.

Som fortynningsvann ble sjøvann fra 60 m dyp i Oslofjorden (Solbergstrand) benyttet.

Prøvene ble tilsatt et konsentrat av algevekstmedium (ISO 10253) og podet med alger ($5 \cdot 10^6$ celler/l) fra en eksponentielt voksende kultur. Testen ble utført i konsentrasjonene 10, 18, 32, 56 og 100 % porevann. Prøvene ble fordelt på dramsglass i porsjoner av 10 mL, med tre replikater for hver konsentrasjon av porevann og 3-4 kontroller. Kulturene ble inkubert på et gyngebord ved temperaturen 20 °C og med ca. $70 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ kontinuerlig belysning. Etter 3 døgn ble tettheten av alger målt i kulturene ved telling med Coulter Multisizer. Algenes veksthastighet (μ) i kulturene ble beregnet fra økningen i algetetthet i løpet av tre døgn

$$\mu = \frac{\ln(N_3) - \ln(N_0)}{3}$$

hvor

N_0 er algetettheten ved start

N_3 er algetettheten etter 3 døgn

Deretter ble veksthastigheten beregnet som prosent av veksthastigheten i kontrollkulturene, og resultatet plottet i et diagram for beregning av EC_{50} -verdien ved ikke-lineær regresjonsanalyse (EC_{50} = den konsentrasjon (vol %) av porevann som gir 50 % reduksjon i algenes veksthastighet).

2.4 Undersøkelser av akkumulering i blåskjell

Blåskjell fra en ren referanselokalitet ble plassert ut på ca. 2 meters vanddyb på stasjon 3 i Kongshavn i perioden 8. november 2006 til 13. januar 2007. Etter eksponeringsperioden ble skjellene samlet inn og opparbeidet ved at bløtdelene fra 30 skjell med skall-lengde 3 til 5 cm ble tatt ut og homogenisert til en blandprøve.

Ved bestemmelse av PAH tilsettes prøvene deuterte interne standarder og ekstraheres i Soxhlet med diklormetan. Etter opprensing og oppkonsentrering kvantifiseres PAH-forbindelsene ved hjelp av interne standarder og GC med MS-detektor. Måleusikkerheten er generelt <10-20 %, dog kan den være høyere for enkelte forbindelser. Betegnelsen sum PAH senere i rapporten inkluderer summen av tetra- til heksasykliske forbindelser.

PCB (og andre klororganiske forbindelser som rutinemessig kvantifiseres samtidig) bestemmes ved at prøvene tilsettes indre standard og forsåpes i metanol og kaliumhydroksid. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektronaffinitetsdetektor, GC/ECD. De klororganiske forbindelsene identifiseres ut fra retensjonstider på en HP-5 kolonne. Kvantifisering utføres ved hjelp av intern standard. Måleusikkerheten er generelt 10-20 %, dog kan den være høyere for enkelte forbindelser.

3. Resultater og diskusjon

3.1 Konsentrasjoner i sedimenter

Grensene for SFTs tilstandsklasser for konsentrasjoner av PAH og PCB i sedimenter er gjengitt i **Tabell 1** (Molvær et al. 1997). Konsentrasjonene i de aktuelle sedimentene er klassifisert i henhold til disse i **Tabell 2**.

Tabell 1. Grenser for SFTs tilstandsklasser for konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.) av PAH og PCB i sedimenter (Molvær et al. 1997).

| Parametere | Tilstandsklasser | | | | |
|--|------------------------------------|-----------------------------|------------------------------|----------------------------|---------------------------------|
| | I Ubetydelig-lite forurenset | II Moderat forurenset | III Markert forurenset | IV Sterkt forurenset | V Meget sterkt forurenset |
| Σ PAH ¹ | <300 | 300-2000 | 2000-6000 | 6000-20000 | >20000 |
| B[a]P | <10 | 10-50 | 50-200 | 200-500 | >500 |
| Σ PCB ₇ ² | <5 | 5-25 | 25-100 | 100-300 | >300 |

¹ Sum av tri- til heksasykliske forbindelser. Inkluderer de 16 EPA protokoll 8310 minus naftalen (disyklisk). Omfatter dessuten alle KPAH (gr. 2A og gr. 2B i IARC, 1987).

² Sum av de 7 enkeltforbindelsene nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180.

Tabell 2. Konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.) i de aktuelle sedimentene, med fargekoder for klassifisering ihht. SFTs tilstandsklasser* (se **Tabell 1**)

| Sediment | PAH | B[a]P | PCB |
|----------|-------------------|-------|----------------|
| Kontroll | 86 | 4,9 | ikke detektert |
| Bredal 1 | 6767 | 560 | 11,6 |
| Bredal 2 | 14046 | 1200 | 14,5 |
| Bredal 3 | 9726 ¹ | 1100 | 17,0 |

* Tilstandsklasser i hht. Molvær et al. (1997), uten multiplisering med noen tilleggsfaktor.

¹ Analysert noe færre komponenter enn i de øvrige sedimentene (se Vedlegg B).

Sedimentene fra området rundt Bredalsholmen var sterkt forurenset med PAH og meget sterkt forurenset med benzo[a]pyren, især. Sedimentene var kun moderat forurenset med PCB.

3.2 Bioakkumulering av miljøgifter fra sedimentene

Fettinnhold, PAH-konsentrasjoner og PCB-konsentrasjoner kvantifisert i *Nereis diversicolor* og *Hinia reticulata* eksponert for sediment fra de 3 stasjonene fra Bredalsholmen, samt referanse-sediment (kontroll-gruppen) er presentert i Vedlegg A og C.

Dersom konsentrasjonen av en forbindelse i organismene i samtlige replikater av en Bredalsholmen-stasjon er høyere enn tilsvarende konsentrasjon i samtlige replikater av kontroll-gruppen, vil resultatet være signifikant ($p < 0,05$) i en ikke-parametrisk Mann-Whitney U test. **Tabell 3** viser hvilke PAH-komponenter som viste seg å bioakkumulere i *N. diversicolor* og *H. reticulata* eksponert for de ulike sedimentene fra Bredalsholmen, mens **Tabell 4** viser hvilke PCB-kongenere som viste seg å bioakkumulere i *N. diversicolor* og *H. reticulata* eksponert for de ulike sedimentene fra Bredalsholmen.

Tabell 3. Oversikt over hvilke PAH-komponenter som bioakkumulerte (til signifikant høyere konsentrasjoner enn kontrollgruppen) i mark (*Nereis diversicolor*) og snegl (*Hinia reticulata*) fra de ulike sedimentene fra området rundt Bredalsholmen.

Y : Signifikant bioakkumulering
 N : Ikke signifikant bioakkumulering
 i : Interferens i ett eller flere kromatogram(er). Usikkert om bioakkumulering er signifikant

| Mark | Naftalen | Acenafylen | Acenafien | Fluoren | Dibenzotiofen | Fenantren | Antracen | Fluoranten | Pyren | Benzo(a)antracen | Chrysen |
|--------------|----------|------------|-----------|---------|---------------|-----------|----------|------------|-------|------------------|---------|
| Bredal 1 | N | N | Y | N | N | N | N | Y | N | N | i |
| Bredal 2 | N | N | N | N | N | N | N | Y | Y | N | i |
| Bredal 3 | N | N | Y | N | N | N | N | Y | Y | N | i |
| Snegl | | | | | | | | | | | |
| Bredal 1 | N | N | N | Y | N | Y | Y | Y | Y | Y | i |
| Bredal 2 | N | N | N | N | N | Y | Y | Y | Y | Y | i |
| Bredal 3 | N | N | N | N | N | N | N | Y | Y | Y | i |

| Mark | Benzo(b,j)fluoranten | Benzo(k)fluoranten | Benzo(e)pyren | Benzo(a)pyren | Perylen | Indeno(1,2,3-cd)pyren | Dibenz(ac/ab)antracen | Benzo(ghi)perylen | Sum PAH | Sum PAH16 | Sum KPAH |
|--------------|----------------------|--------------------|---------------|---------------|---------|-----------------------|-----------------------|-------------------|---------|-----------|----------|
| Bredal 1 | Y | N | Y | N | N | N | N | Y | Y | Y | Y |
| Bredal 2 | Y | N | Y | N | N | N | N | Y | Y | Y | Y |
| Bredal 3 | Y | N | Y | N | N | N | N | Y | Y | Y | Y |
| Snegl | | | | | | | | | | | |
| Bredal 1 | Y | Y | Y | Y | N | Y | N | Y | Y | Y | Y |
| Bredal 2 | Y | Y | Y | Y | N | Y | N | Y | Y | Y | Y |
| Bredal 3 | Y | Y | Y | Y | N | Y | N | Y | Y | Y | Y |

Tabell 4. Oversikt over hvilke PCB-kongenere som bioakkumulerte (til signifikant høyere konsentrasjoner enn kontrollgruppen) i mark (*Nereis diversicolor*) og snegl (*Hinia reticulata*) fra de ulike sedimentene fra området rundt Bredalsholmen.

| | |
|---|---|
| Y | : Signifikant bioakkumulering |
| N | : Ikke signifikant bioakkumulering |
| i | : Interferens i ett eller flere kromatogram(er). Usikkert om bioakkumulering er signifikant |

| Mark | PCB-28 | PCB-52 | PCB-101 | PCB-118 | PCB-153 | PCB-138 | PCB-180 | Sum-PCB |
|--------------|--------|--------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Bredal 1 | Y | i | Y | Y | Y | Y | Y | Y |
| Bredal 2 | N | i | Y | Y | Y | Y | N | Y |
| Bredal 3 | Y | i | Y | Y | Y | Y | Y | Y |
| Snegl | | | | | | | | |
| Bredal 1 | Y | i | Y | Y | Y | Y | Y | Y |
| Bredal 2 | N | i | Y | Y | Y | Y | Y | Y |
| Bredal 3 | Y | i | Y | Y | N | N | N | Y |

Det var flere av PAH-forbindelsene som ikke viste signifikant bioakkumulering. På den annen side var det også flere forbindelser som viste signifikant bioakkumulering i noen, eller alle sedimentene. Ser man på summen av alle PAH-forbindelsene, vil man også se en signifikant bioakkumulering. For PCB ser man i hovedsak signifikant bioakkumulering for alle kongenerene fra alle sedimentene. Disse resultatene fremkommer til tross for at sedimentene kun er moderat forurenset med PCB.

En forklaring til dette kan være at PAH-forbindelsene har spesielt høy partikkeltilknytning i sedimentene i forhold til PCB, kanskje fordi de er absorbert (i tillegg til adsorbert) i geosorbenter. Det må imidlertid bemerkes at organismene kan ha en viss evne til å omdanne og skille ut enkelte PAH-forbindelser, men det er usikkert om denne evnen kan forskyve likevekten som inntreffer mellom partikkelfase, vannfase og lipidfase (i organismen) nevneverdig.

Dersom en ser på forholdene mellom biota-konsentrasjoner og sediment-konsentrasjoner, uttrykt som Biota-til-sediment-akkumuleringsfaktorer ($BSAF = ([organisme]/f_{lipid})/([sediment]/f_{OC})$, hvor [organisme] er tørrvektskonsentrasjon i organisme, [sediment] er tørrvektskonsentrasjon i sediment, f_{lipid} er fraksjon av tørrstoff som er fett, og f_{OC} er fraksjon av organisk karbon i sedimentet) presentert i **Tabell 5** og **Tabell 6**, ser man også at disse er høyere for PCB enn for PAH. Dersom en kun ser på BSAF-verdier >0 , vil median BSAF for PAH i sedimentene fra Bredalsholmen (sett over alle PAH-er i alle tre sedimentene) være **0,01** for mark og **0,02** for snegl. Høyeste verdi vil være 0,07 for mark og 0,04 for snegl. Dersom en gjør den samme regneøvelsen for PCB, vil median BSAF være **1,1** for mark og **1,6** for snegl. Høyeste verdi vil være hhv. 2,3 og 5,7. Dette viser at den PCB som foreligger i sedimentene, bioakkumulerer mer enn de sedimentbundne PAH-forbindelsene (ca. 2 størrelsesordner).

Man kan (kun litt forenklet) anta at bioakkumulering av sedimentbundne, hydrofobe miljøgifter kun skjer som en likevektsfordeling mellom partikkelfase(/organisk karbon), vannfase og lipidfase i organismer. Man kan samtidig anta at likevektsfordelingskoeffisienten mellom partikkelfase(/organisk karbon) og vannfase (K_{OC}) er proporsjonal med likevektsfordelingskoeffisienten mellom lipidfase i organismene og vannfase (gitt ved oktanol:vann-likevektsfordelingskoeffisienten, K_{OW}). Man kan av dette forvente en BSAF på mellom 1 og 2 (1,62 i følge Karickhoff et al. (1979), som presenterte sammenhengen $\log K_{OC} = \log K_{OW} - 0,21$). Som man kan se av **Tabell 5** og **Tabell 6**, stemmer dette ganske godt overens med de BSAF som kunne observeres for PCB, mens de observerte BSAF for PAH var 1 til 2 størrelsesordner lavere.

Tabell 5. Biota-til-sediment-akkumuleringstall (BSAF; kg/kg lipid/OC) for PAH-forbindelser akkumulert i mark (*Nereis diversicolor*) og snegl (*Hinia reticulata*) fra sedimenter i området rundt Bredalsholmen. Der hvor konsentrasjonen i organismen var under deteksjonsgrensen, men komponenten var detektert i sediment, er verdien 0 (null) oppgitt. Der komponenten ikke kunne detekteres i sediment er ingen verdi oppgitt.

| Mark | Naftalen | Acenaftalen | Fluoren | Dibenzofiofen | Fenantren | Antracene | Fluoranten | Pyren | Benzo(a)antracene | Chrysen |
|--------------|-----------------------------|---------------------------|----------------------|----------------------|----------------|------------------------------|-------------------------------|---------------------------|-------------------|---------|
| Kontroll | | | | | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Bredal 1 | 0 | 0,034 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,007 | 0,015 | 0,002 | 0 |
| Bredal 2 | 0 | 0,069 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,011 | 0,043 | 0 | 0 |
| Bredal 3 | 0 | 0,042 | 0 | 0 | 0,009 | 0 | 0,008 | 0,021 | 0,002 | 0,002 |
| Snegl | | | | | | | | | | |
| Kontroll | | | | | 0,190 | | 0,029 | 0,036 | 0,043 | 0,090 |
| Bredal 1 | 0 | 0 | 0,163 | 0 | 0,044 | 0,041 | 0,024 | 0,030 | 0,021 | 0,036 |
| Bredal 2 | 0 | 0 | 0,198 | 0 | 0,056 | 0,044 | 0,030 | 0,036 | 0,016 | 0,057 |
| Bredal 3 | 0 | 0 | 0,058 | 0 | 0,012 | 0,010 | 0,007 | 0,008 | 0,003 | 0 |
| Mark | Benzo(b,j)fluoranten | Benzo(k)fluoranten | Benzo(e)pyren | Benzo(a)pyren | Perylen | Indeno(1,2,3-cd)pyren | Dibenz(ac/ah)antracene | Benzo(ghi)perylene | Sum PAH | |
| Kontroll | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Bredal 1 | 0,004 | 0,003 | 0,011 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,004 | 0,004 | |
| Bredal 2 | 0,013 | 0 | 0,027 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,010 | 0,011 | |
| Bredal 3 | | | 0,014 | 0,002 | | 0,004 | | 0,007 | 0,009 | |
| Snegl | | | | | | | | | | |
| Kontroll | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,040 | |
| Bredal 1 | 0,024 | 0,032 | 0,037 | 0,014 | 0,020 | 0,024 | 0,018 | 0,028 | 0,028 | |
| Bredal 2 | 0,017 | 0,027 | 0,042 | 0,015 | 0 | 0,014 | 0 | 0,022 | 0,024 | |
| Bredal 3 | | | 0,010 | 0,003 | | 0,008 | | 0,009 | 0,008 | |

Tabell 6. Biota-til-sediment-akkumuleringfaktorer (BSAF; kg/kg lipid/OC) for PCB-kongenerer akkumulert i mark (*Nereis diversicolor*) og snegl (*Hinia reticulata*) fra sedimenter i området rundt Bredalsholmen. Der hvor konsentrasjonen i organismen var under deteksjonsgrensen, men kongeneren var detektert i sediment, er verdien 0 (null) oppgitt. Der kongeneren ikke kunne detekteres i sediment er ingen verdi oppgitt.

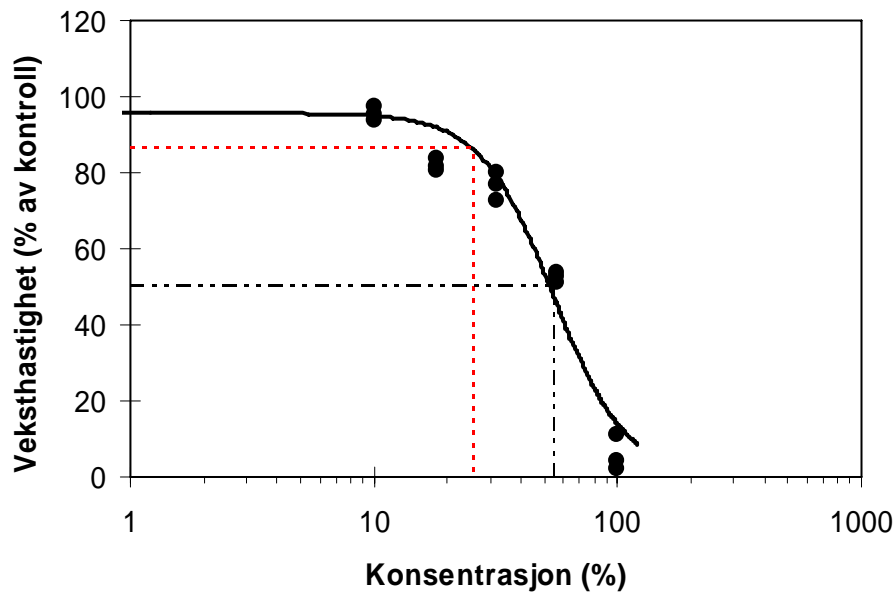
| Mark | CB-28 | CB-52 | CB-101 | CB-118 | CB-153 | CB-138 | CB-180 | Sum PCB |
|-----------------|--------------|--------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|----------------|
| Kontroll | | | | | | | | |
| Bredal 1 | 0,77 | 0 | 0,16 | 0,97 | | 0,56 | 0,15 | 0,66 |
| Bredal 2 | | 0,47 | 1,73 | | | 1,98 | 1,10 | 2,25 |
| Bredal 3 | 0,90 | 0 | 0,38 | 1,31 | 2,15 | 1,95 | 1,10 | 1,16 |
| Snegl | | | | | | | | |
| Kontroll | | | | | | | | |
| Bredal 1 | 1,60 | 0 | 2,52 | 2,55 | | 1,54 | 0,55 | 2,29 |
| Bredal 2 | | 3,53 | 2,87 | | | 4,33 | 3,09 | 5,68 |
| Bredal 3 | 0,43 | 0 | 0,96 | 0,83 | 1,22 | 1,26 | 0,70 | 0,84 |

3.3 Veksthemming hos *Skeletonema costatum*

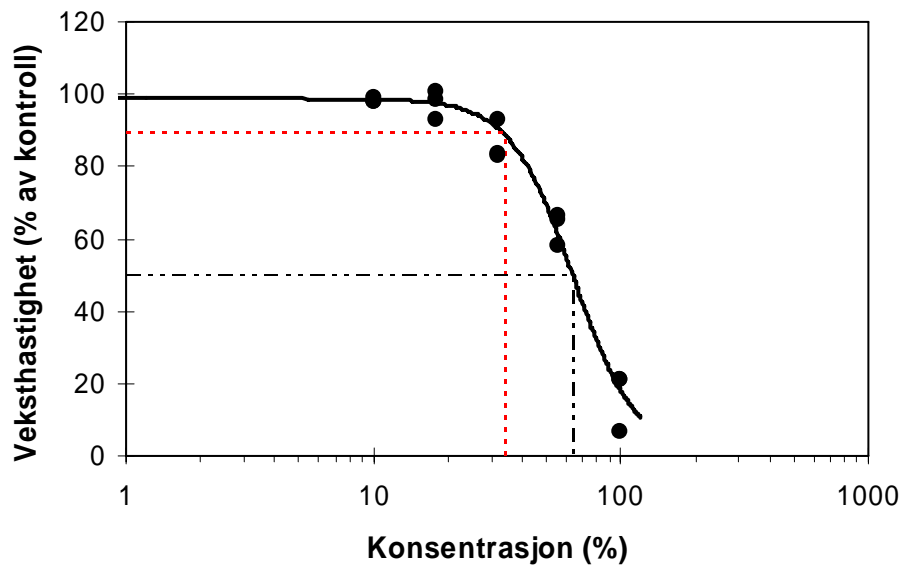
I testene av porevann med *S. costatum*, ble veksthastigheten i ulike konsentrasjoner av porevannet sammenlignet med veksten i kontrollkulturer i rent sjøvann. Resultatene er vist i **Tabell 7**, samt **Figur 3**, **Figur 4** og **Figur 5**. I porevannet fra Bredal 1 var veksten nesten fullstendig inhibert i uforynnnet prøve og EC50-verdien (d.v.s. konsentrasjonen som gir 50 % veksthemming) ble beregnet til 54 % konsentrasjon. Porevannet fra Bredal 2 var noe mindre giftig med 84 % veksthemming i uforynnnet prøve og EC50-verdien 64 %. I Porevann fra Bredal 3 var vekstinhiberingen 44 % i uforynnnet prøve og EC50-verdien kan ekstrapoleres til 108 %.

Tabell 7. Resultater av toksisitetstester med *Skeletonema costatum*.

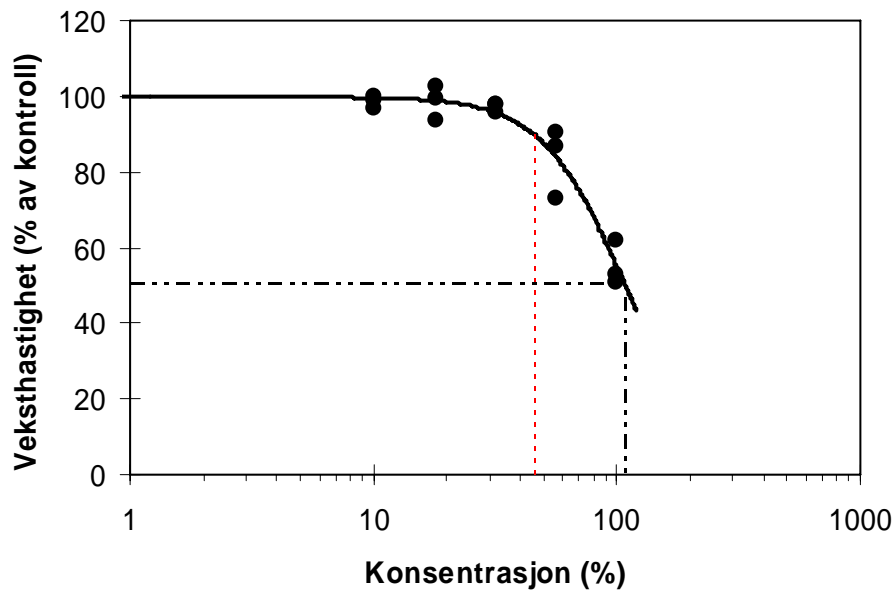
| Kons. (%) | Veksthastighet (% av kontroll) | | |
|-------------|--------------------------------|-----------|------------------------|
| | Bredal 1 | Bredal 2 | Bredal 3 |
| 100 | 6 | 16 | 55 |
| 56 | 53 | 63 | 83 |
| 32 | 77 | 86 | 97 |
| 18 | 82 | 97 | 99 |
| 10 | 95 | 98 | 98 |
| EC50 | 54 | 64 | 108 (>100 %) |



Figur 3. Veksthastighet av *Skeletonema costatum*, som funksjon av konsentrasjon av porevann fra stasjon Bredal 1. EC10 og EC50-verdiene er vist med stiplede linjer.



Figur 4. Veksthastighet av *Skeletonema costatum*, som funksjon av konsentrasjon av porevann fra stasjon Bredal 2. EC10 og EC50-verdiene er vist med stiplede linjer.



Figur 5. Veksthastighet av *Skeletonema costatum*, som funksjon av konsentrasjon av porevann fra stasjon Bredal 3. EC10 og EC50-verdiene er vist med stiplede linjer.

3.4 Konsentrasjoner av PCB og PAH i blåskjell

I forbindelse med en uttesting av passive prøvetakere i regi av Det Internasjonale råd for Havforskning ble passive prøvetakere (silikonark) sammen med blåskjell utplassert i vannmassene på stasjon Bredal 3 (Kongshavn). Akkumulering i blåskjell gir informasjon om dagens belastning på området. Det samme gjør de passive prøvetakerne. Imidlertid har ikke SFT grenseverdier for å bedømme miljøtilstand på bakgrunn av resultater fra passive prøvetakere. Nedenfor er derfor kun resultatene fra blåskjellanalysene gjengitt i **Tabell 8**. Resultatene fra de passive prøvetakerne vil bli publisert senere.

Tabell 8. Konsentrasjoner av PCB₇ og PAH₁₆ (µg/kg friskvekt) i blåskjell satt ut på 2 meters dyp på stasjon Bredal 3 i Kongshavn i perioden 8. november 2006 til 13. januar 2007. Farger angir miljøtilstand, jfr. **Tabell 1**.

| Blåskjell | PAH | B[a]P | PCB | HCB |
|-----------|-----|-------|-----|-----|
| Bredal 3 | 142 | 10 | 3,2 | 0,6 |

Konsentrasjonen av sum PAH tilsvare moderat forurenset (tilstandsklasse II), mens konsentrasjonen av benzo[a]pyren (B[a]P) tilsvare markert forurenset. Ti µg/kg friskvekt av denne PAH-forbindelsen tilsvare øvre grense av markert forurenset eller nedre grense av sterkt forurenset. PCB-verdien var lav og tilsvare ubetydelig forurenset (tilstandsklasse I) Resultatene viser dermed at det er en viss belastning av PAH i de øvre vannlag ved stasjon Bredal 3, mens lokaliteten ikke var påvirket av PCB. Konsentrasjonen av heksaklorbenzen (HCB) var forhøyet og tilsvare markert forurenset (tilstandsklasse III).

3.5 Oppsummerende betraktninger

Sedimentene fra området rundt Bredalsholmen var sterkt forurenset med PAH (for enkelte komponenter en faktor >200 høyere konsentrasjoner enn i kontrollsedimentet). Man kunne også observere signifikant høyere konsentrasjoner av flere PAH-forbindelser (og sum-PAH) i organismer eksponert for Bredalsholmen-sedimenter, enn i organismer eksponert for det rene kontrollsedimentet. Imidlertid var ikke PAH-konsentrasjonene i organismene som ble eksponert for Bredalsholmen-sedimentene veldig mye høyere enn i organismene eksponert for kontrollsediment (maksimum en størrelsesorden for snegl). Dette er noe vanskelig å evaluere for mark, ettersom PAH-komponenter ikke kunne detekteres i kontrollgruppen. Dersom en benytter deteksjonsgrensen som konsentrasjoner i mark fra kontrollgruppen (ikke konservativt) er man også kun innenfor en størrelsesorden høyere konsentrasjoner i mark eksponert for Bredalsholmen-sedimenter sammenlignet med konsentrasjonene i kontrollgruppen.

Sedimentene fra området rundt Bredalsholmen var moderat forurenset med PCB. Man kan i hovedsak observere signifikant bioakkumulering for alle kongenerene fra alle sedimentene. Det var ikke mulig å detektere PCB i kontrollsedimentet, men ut fra deteksjonsgrensene kan man si at PCB-konsentrasjonene i sedimentet fra Bredalsholmen var minst en faktor 10 høyere enn i kontrollsedimentet for enkelte kongener. Konsentrasjonene av PCB i organismer som var eksponert for sedimenter fra området rundt Bredalsholmen var en faktor 3-4 høyere for enkelte kongener sammenlignet med konsentrasjonene i organismer eksponert for kontrollsediment.

Det var tydelig at PCB bioakkumulerte i mye større grad enn PAH i *Nereis diversicolor* og *Hinia reticulata*. En forklaring til dette kan være at PAH-forbindelsene har spesielt høy partikkeltilknytning i sedimentene i forhold til PCB, kanskje fordi de er absorbert (i tillegg til adsorbert) i geosorbenter. En slik sterk partikkeltilknytning er også blitt observert andre steder.

Toksisitetstestene av porevann med kiselalgen *Skeletonema costatum* viste veksthemmende effekter i porevannet fra de tre prøvene (Bredal 1-3). Toksisiteten var høyest i Bredal 1 og lavest i Bredal 3. I SFTs veileder for risikovurdering av forurensede sedimenter er grenseverdien for veksthemming av *S. costatum* i uforynnnet porevann satt til <50 %. Det betyr at EC50-verdien skal være > 50 %. Grenseverdien for toksisitet av porevann ble altså ikke overskredet i noen av de undersøkte sedimentene. Sedimentet som ga størst vekstinhibering (Bredal 1) var det sedimentet (foruten kontroll/referanse-sedimentet) som hadde de laveste konsentrasjonene av PAH og PCB (**Tabell 2**). Det var imidlertid også det sedimentet (foruten kontroll/referanse-sedimentet) som hadde lavest innhold av organisk karbon (Vedlegg B). Det er kjent at organisk karbon i sedimenter gjør miljøgifter mer partikkeltilknyttet og mindre biotilgjengelige. Det må også bemerkes at andre faktorer (eksempelvis innhold av metaller), som ikke er evaluert i denne undersøkelsen, kan ha påvirket toksisiteten i porevannet.

Blåskjellanalysene viste at det er en viss PAH-påvirkning på området. Det kan både skyldes lokale tilførsler for området ved Bredalsholmen inklusive båthavna og også transport fra andre områder i indre Kristiansandsfjorden. Videre indikerer analysene at det ikke er aktive tilførsler av PCB til de øvre deler av vannmassen i området. PCB-forurensningen i sedimentene påvirker i liten grad de øvre vannlag i Kongshavnområdet. Forhøyede HCB-verdier kan skyldes at sedimentene i indre Kristiansandsfjorden generelt er påvirket av HCB.

4. Referanser

Goerke, H., 1971. Die Ernährungsweise der Nereis-Arten (Polychaeta Nereidae) der deutschen Küsten. Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh. 13, 1-50.

Hylland K. 1996. Bioakkumulering av miljøgifter fra marine sediment – etablering av et testsystem. NIVA-rapport 3537.

Karickhoff SW, Brown DS, Scott TA. 1979. Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. Water Research 13: 241-248.

Lee H, Boese BL, Pelletier J, Winsor M, Specht DT, Randall RC. 1991. Guidance manual: bedded sediment bioaccumulation tests. EPA/600/x-89/302.

Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J, Sørensen J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFTs veiledning 97:03. TA nr 1467/1997. 36s.

Ruus A. 2001. Disposition of organochlorine contaminants within marine food webs. Dr.scient. thesis. Universitetet i Oslo.

Ruus A, Schaanning M, Øxnevad S, Hylland K. 2005. Experimental results on bioaccumulation of metals and organic contaminants from marine sediments. Aquatic Toxicology 72: 273-292.

Skei J, Olsgard F, Ruus A, Oug E, Rygg B. 2002. Risikovurderinger knyttet til forurensede sedimenter: Med fokus på Kristiansandsfjorden. SFT-rapport TA-nummer 1864/2002. 106 s.

Vedlegg A. Fettinnhold (%) og konsentrasjoner (µg/kg våtvekt) av PAH-forbindelser i individuelle prøver av organismer (*Nereis diversicolor* og *Hinia reticulata*) eksponert for sedimenter fra området rundt Bredalsholmen, og eksponert for kontrollsediment (bioakkumuleringstest)

Vedlegg A.

| Prøve (biota) | Fett-% | Naftalen | Acenafitylen | Acenafaten | Fluoren | Dibenzotiofen | Fenantren | Antracen | Fluoranten | Pyren | Benzo(a)antracen | Chrysen | Benzo(b,j)fluoranten |
|-----------------------------|--------|----------|--------------|------------|---------|---------------|-----------|----------|------------|-------|------------------|---------|----------------------|
| Akv 1, ktrl 1, Mark | 1,3 | <100 | <0,5 | <0,5 | <1 | <0,5 | <2 | <0,5 | <1 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 |
| Akv 5, ktrl 2, Mark | 1,3 | <100 | <0,5 | <0,5 | <1 | <0,5 | <2 | <0,5 | <1 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 |
| Akv 9, ktrl 3, iMark | 1,3 | <100 | <0,5 | <0,5 | <1 | <0,5 | <2 | N<0,5 | <1 | 0,58 | <0,5 | <0,5 | <0,5 |
| Akv 2, Bredal 1(1), Mark | 1,1 | <100 | <0,5 | 0,85 | <1 | <0,5 | <2 | <0,5 | 2,8 | 5,1 | 0,6 | i | 1,5 |
| Akv 6, Bredal 1(2), Mark | 1,1 | <100 | <0,5 | 0,57 | <1 | <0,5 | <2 | <0,5 | 3,3 | 6,7 | <0,5 | i | 1,3 |
| Akv 10, Bredal 1(3), Mark | 1,1 | <100 | <0,5 | 0,87 | <1 | <0,5 | <2 | <0,5 | 4,3 | 7,8 | 0,78 | i | 2,1 |
| Akv 3, Bredal 2(1), Mark | 1,2 | <100 | <0,5 | <0,5 | <1 | <0,5 | <2 | <0,5 | 2,7 | 9,6 | 0,7 | i | 3,9 |
| Akv 7, Bredal 2(2), Mark | 1,2 | <100 | <0,5 | 0,6 | <1 | <0,5 | <2 | <0,5 | 2,3 | 8,8 | <0,5 | i | 2,1 |
| Akv 11, Bredal 2(3), Mark | 1,2 | <100 | <0,5 | 0,67 | <1 | <0,5 | <2 | <0,5 | 2,1 | 8,4 | <0,5 | i | 2,4 |
| Akv 4, Bredal 3(1), Mark | 1,1 | <100 | <0,5 | 0,87 | <1 | <0,5 | <2 | 0,55 | 4,2 | 9,7 | 0,77 | i | 2,5 |
| Akv 8, Bredal 3(2), Mark | 1,1 | <100 | <0,5 | 0,72 | <1 | <0,5 | <2 | <0,5 | 2,6 | 6,5 | <0,5 | i | 1,3 |
| Akv 12, Bredal 3(3), Mark | 1,1 | <100 | <0,5 | 0,77 | <1 | <0,5 | <2 | 0,51 | 4,8 | 13 | 0,68 | 0,52 | 3,4 |
| Akv 1, ktrl 1, Snegl | 1,2 | <100 | <0,5 | 0,67 | 1,2 | <0,5 | 3,1 | 0,71 | <1 | 0,93 | <0,5 | 1,2 | <0,5 |
| Akv 5, ktrl 2, Snegl | 1,2 | <100 | <0,5 | <0,5 | 1,6 | <0,5 | 3,3 | 0,74 | 1,3 | 1,6 | 0,69 | 1,6 | 0,75 |
| Akv 9, ktrl 3, snegl | 1,2 | <100 | <0,5 | <0,5 | 1,5 | <0,5 | 2,7 | 0,53 | 1,1 | 1,3 | 0,51 | 1,2 | <0,5 |
| Akv 2, Bredal 1(1), Snegl | 0,62 | <100 | <0,5 | <0,5 | 1,9 | <0,5 | 4,3 | 1,1 | 5,2 | 5 | 1,3 | i | 1,8 |
| Akv 6, Bredal 1(2), Snegl | 0,62 | <100 | <0,5 | <0,5 | 2,4 | <0,5 | 6,4 | 1,6 | 10 | 11 | 3,8 | 4,9 | 8,5 |
| Akv 10, Bredal 1(3), Snegl | 0,62 | <100 | 0,54 | 0,73 | 2,7 | <0,5 | 5,6 | 1,4 | 6,7 | 7,5 | 3 | 4,3 | 5 |
| Akv 3, Bredal 2 (1), Snegl | 1 | <100 | <0,5 | 0,59 | 1,6 | <0,5 | 3,5 | 1 | 4,8 | 5,8 | 1,5 | i | 2,6 |
| Akv 7, Bredal 2 (2) snegl | 1 | <100 | <0,5 | <0,5 | 1,7 | <0,5 | 4,2 | 0,87 | 5,3 | 6,1 | 1,5 | i | 2,5 |
| Akv 11, Bredal 2 (3), Snegl | 1 | <100 | <0,5 | <0,5 | 2,4 | <0,5 | 6 | 1,5 | 12 | 13 | 5,1 | 4,6 | 9,2 |
| Akv 4, Bredal 3(1), Snegl | 1,6 | <100 | <0,5 | <0,5 | 1,6 | <0,5 | 3,3 | 0,88 | 4,6 | 5,4 | 0,96 | i | 2 |
| Akv 8, Bredal 3(2), Snegl | 1,6 | <100 | <0,5 | <0,5 | 1,20 | <0,5 | 3,5 | 0,62 | 5,3 | 5,2 | 1,2 | i | 3,2 |
| Akv 12, Bredal 3(3), Snegl | 1,6 | 3,9 | <0,5 | 0,75 | 2,3 | <0,5 | 3,5 | 1,3 | 7,6 | 8,1 | 2,2 | i | 3,8 |

Vedlegg A. (forts.)

| Prøve (biota) | Benzo(k)fluoranten | Benzo(e)pyren | Benzo(a)pyren | Perylene | Indeno(1,2,3-cd)pyren | Dibenz(ac,ah)antracen | Benzo(ghi)perylene | Sum PAH | Sum PAH16 | Sum KPAH |
|-----------------------------|--------------------|---------------|---------------|----------|-----------------------|-----------------------|--------------------|---------|-----------|----------|
| Akv 1, ktrl 1, Mark | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | 0 | 0 | 0 |
| Akv 5, ktrl 2, Mark | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | 0 | 0 | 0 |
| Akv 9, ktrl 3, Mark | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | 0,58 | 0,58 | 0 |
| Akv 2, Bredal 1(1), Mark | 0,5 | 1,8 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | 0,84 | 13,99 | 12,19 | 2,6 |
| Akv 6, Bredal 1(2), Mark | <0,5 | 2,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | 0,76 | 15,13 | 12,63 | 1,3 |
| Akv 10, Bredal 1(3), Mark | 0,73 | 2,8 | 0,59 | <0,5 | 0,85 | <0,5 | 1,3 | 22,12 | 19,32 | 5,05 |
| Akv 3, Bredal 2(1), Mark | 0,9 | 5,3 | 0,87 | <0,5 | 1,3 | <0,5 | 1,9 | 27,17 | 21,87 | 7,67 |
| Akv 7, Bredal 2(2), Mark | <0,5 | 3,2 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | 1,1 | 18,1 | 14,9 | 2,1 |
| Akv 11, Bredal 2(3), Mark | <0,5 | 3,4 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | 1 | 17,97 | 14,57 | 2,4 |
| Akv 4, Bredal 3(1), Mark | 0,96 | 3,8 | 0,54 | <0,5 | 0,71 | <0,5 | 1,5 | 26,1 | 22,3 | 5,48 |
| Akv 8, Bredal 3(2), Mark | <0,5 | 2,3 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | 0,93 | 14,35 | 12,05 | 1,3 |
| Akv 12, Bredal 3(3), Mark | 0,68 | 5,8 | 0,52 | <0,5 | 0,85 | <0,5 | 1,9 | 33,43 | 27,63 | 6,13 |
| Akv 1, ktrl 1, Snegl | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | 7,81 | 7,81 | 0 |
| Akv 5, ktrl 2, Snegl | <0,5 | 0,64 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | 0,5 | 12,72 | 12,08 | 1,44 |
| Akv 9, ktrl 3, snegl | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | 8,84 | 8,84 | 0,51 |
| Akv 2, Bredal 1(1), Snegl | 1,2 | 3,4 | 0,87 | <0,5 | 1,3 | <0,5 | 1,7 | 29,07 | 25,67 | 6,47 |
| Akv 6, Bredal 1(2), Snegl | 4,3 | 6,9 | 5,1 | 1,4 | 4,5 | 0,96 | 5,2 | 76,96 | 68,66 | 27,16 |
| Akv 10, Bredal 1(3), Snegl | 2,7 | 4,8 | 2,2 | 0,79 | 3,3 | 0,61 | 3,2 | 55,07 | 49,48 | 16,81 |
| Akv 3, Bredal 2 (1), Snegl | 1,4 | 3,8 | 1,7 | <0,5 | 1,5 | <0,5 | 1,9 | 31,69 | 27,89 | 8,7 |
| Akv 7, Bredal 2 (2) snegl | 1,6 | 4,4 | 1,5 | <0,5 | 1,1 | <0,5 | 2 | 32,77 | 28,37 | 8,2 |
| Akv 11, Bredal 2 (3), Snegl | 4,5 | 7,9 | 6,1 | 1,4 | 4,8 | 0,87 | 5,6 | 84,97 | 75,67 | 30,57 |
| Akv 4, Bredal 3(1), Snegl | 1,5 | 4 | 0,84 | <0,5 | 1,1 | <0,5 | 1,8 | 27,98 | 23,98 | 6,4 |
| Akv 8, Bredal 3(2), Snegl | 1,6 | 4 | 1,4 | <0,5 | 2,1 | <0,5 | 2,9 | 32,22 | 28,22 | 9,5 |
| Akv 12, Bredal 3(3), Snegl | 1,8 | 5,4 | 2,8 | <0,5 | 2,8 | <0,5 | 3,1 | 49,35 | 43,95 | 13,4 |

Vedlegg B. Totalt tørrstoff (TTS; %), totalt organisk karbon (TOC; %) og konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) av PAH-forbindelser i sedimenter fra området rundt Bredalsholmen, samt et kontrollsediment

Vedlegg B.

| Prøve (sediment) | TTS (%) | TOC (µg/mg t.s.) | Naftalen | Acenaftylen | Acenaften | Fluoren | Dibenzotiofen | Fenantren | Antracene | Fluoranten | Pyren | Benzo(a)antracene | Chrysen |
|------------------|---------|------------------|----------|-------------|-----------|---------|---------------|-----------|-----------|------------|-------|-------------------|---------|
| Kontrollsediment | 75 | 4,7 | <2 | <2 | <2 | <2 | <2 | 6,4 | <2 | 15 | 14 | 4,6 | 5,2 |
| Bredal 1 | 55 | 21,9 | 77 | 22 | 50 | 52 | 33 | 450 | 120 | 990 | 890 | 500 | 450 |
| Bredal 2 | 19 | 106 | 160 | 57 | 77 | 91 | 61 | 800 | 240 | 1900 | 1800 | 1000 | 860 |
| Bredal 3 | 36 | 37,6 | 140 | 38 | 63 | 65 | | 690 | 200 | 1800 | 1600 | 1000 | 860 |

| Prøve (sediment) | Benzo(b,j)fluoranten | Benzo(k)fluoranten | Benzo(e)pyren | Benzo(a)pyren | Perylen | Indeno(1,2,3-cd)pyren | Dibenz(ac/ah)antracene | Benzo(ghi)perylene | Sum PAH | Sum PAH minus naftalen |
|-------------------|----------------------|--------------------|---------------|---------------|---------|-----------------------|------------------------|--------------------|---------|------------------------|
| Kontroll sediment | 8 | 3,3 | 5,9 | 4,9 | 8,7 | 5 | <2 | 5,4 | 86,4 | 86 |
| Bredal 1 | 730 | 300 | 460 | 560 | 140 | 490 | 120 | 410 | 6844 | 6767 |
| Bredal 2 | 1600 | 640 | 1100 | 1200 | 280 | 1100 | 260 | 980 | 14206 | 14046 |
| Bredal 3 | | | 950 | 1100 | | 610 | | 750 | | 9726 * |

* Merk at færre komponenter er analysert enn i de øvrige sedimenter

Vedlegg C. Fettinnhold (%) og konsentrasjoner (µg/kg våtvekt) av PCB-kongenere i individuelle prøver av organismer (*Nereis diversicolor* og *Hinia reticulata*) eksponert for sedimenter fra området rundt Bredalsholmen, og eksponert for kontrollsediment (bioakkumuleringstest)

Vedlegg C.

| Prøve (biota) | Fett-% | CB-28 | CB-52 | CB-101 | CB-118 | CB-153 | CB-138 | CB-180 | Sum PCB |
|----------------------------|--------|-------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|
| Akv 1, ktrl 1, Mark | 1,3 | 0,15 | i | 0,13 | 0,64 | 0,76 | 0,67 | 0,15 | 2,5 |
| Akv 5, ktrl 2, Mark | 1,3 | 0,16 | i | 0,15 | 0,49 | <0,05 | 0,51 | 0,12 | 1,43 |
| Akv 9, ktrl 3, Mark | 1,3 | 0,13 | i | 0,1 | 0,41 | 0,44 | 0,43 | 0,11 | 1,62 |
| Akv 2, Bredal 1(1), Mark | 1,1 | 0,2 | i | 0,16 | 0,75 | 1,1 | 0,96 | 0,18 | 3,35 |
| Akv 6, Bredal 1(2), Mark | 1,1 | 0,24 | i | 0,17 | 0,88 | 1,3 | 1,1 | 0,16 | 3,85 |
| Akv 10, Bredal 1(3), Mark | 1,1 | 0,36 | i | 0,31 | 1 | 1,5 | 1,3 | 0,17 | 4,64 |
| Akv 3, Bredal 2(1), Mark | 1,2 | 0,15 | i | 0,19 | 0,94 | 1,2 | 1,1 | 0,12 | 3,7 |
| Akv 7, Bredal 2(2), Mark | 1,2 | 0,25 | i | 0,26 | 1,2 | 1,5 | 1,4 | 0,15 | 4,76 |
| Akv 11, Bredal 2(3), Mark | 1,2 | 0,13 | i | 0,17 | 0,81 | 1 | 0,99 | 0,15 | 3,25 |
| Akv 4, Bredal 3(1), Mark | 1,1 | 0,45 | i | 0,29 | 1,5 | 1,7 | 1,7 | 0,31 | 5,95 |
| Akv 8, Bredal 3(2), Mark | 1,1 | 0,47 | i | 0,3 | 1,3 | 1,7 | 1,6 | 0,25 | 5,62 |
| Akv 12, Bredal 3(3), Mark | 1,1 | 0,43 | i | 0,35 | 1,3 | 1,8 | 1,6 | 0,28 | 5,76 |
| Akv 1, ktrl 1, Snegl | 1,2 | 0,11 | i | 0,47 | 0,51 | 0,92 | 0,75 | 0,16 | 2,92 |
| Akv 5, ktrl 2, Snegl | 1,2 | 0,17 | i | 0,79 | 0,72 | 1,2 | 0,96 | 0,22 | 4,06 |
| Akv 9, ktrl 3, snegl | 1,2 | 0,19 | i | 0,8 | 0,96 | 1,4 | 1,2 | 0,22 | 4,77 |
| Akv 2, Bredal 1(1), Snegl | 0,62 | 0,3 | i | 1,7 | 1,6 | 2 | 1,7 | 0,23 | 7,53 |
| Akv 6, Bredal 1(2), Snegl | 0,62 | 0,26 | i | 1,5 | 1,3 | 2,6 | 2,3 | 0,57 | 8,54 |
| Akv 10, Bredal 1(3), Snegl | 0,62 | 0,28 | i | 1,3 | 1,3 | 2,2 | 1,7 | 0,34 | 7,12 |
| Akv 3, Bredal 2(1), Snegl | 1 | 0,19 | i | 1,1 | 1,2 | 1,8 | 1,7 | 0,23 | 6,22 |
| Akv 7, Bredal 2(2), snegl | 1 | 0,2 | i | 1,4 | 1,3 | 2,3 | 2 | 0,57 | 7,77 |
| Akv 11, Bredal 2(3), Snegl | 1 | 0,26 | i | 1,2 | 1,5 | 2,9 | 2,4 | 0,35 | 8,61 |
| Akv 4, Bredal 3(1), Snegl | 1,6 | 0,31 | i | 1,1 | 1,2 | 1,4 | 1,2 | 0,19 | 5,4 |
| Akv 8, Bredal 3(2), Snegl | 1,6 | 0,28 | i | 1 | 1,3 | 1,7 | 1,5 | 0,26 | 6,04 |
| Akv 12, Bredal 3(3), Snegl | 1,6 | 0,32 | i | 1,7 | 1,1 | 1,4 | 1,5 | 0,27 | 6,29 |

Vedlegg D. Totalt tørrstoff (TTS; %), totalt organisk karbon (TOC; %) og konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) av PCB-kongenere i sedimenter fra området rundt Bredalsholmen, samt et kontrollsediment

Vedlegg D.

| Prøve (sediment) | TTS (%) | TOC (µg/mg t.s.) | CB-28 | CB-52 | CB-101 | CB-118 | CB-153 | CB-138 | CB-180 | Sum PCB |
|------------------|---------|------------------|-------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|
| Kontrollsediment | 75 | 4,7 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | 0 |
| Bredal 1 | 55 | 21,9 | 0,62 | 1 | 2,1 | 1,8 | i | 3,9 | 2,2 | 11,62 |
| Bredal 2 | 19 | 106 | i | i | 3,6 | 4,8 | i | 4,9 | 1,2 | 14,5 |
| Bredal 3 | 36 | 37,6 | 1,7 | 2,8 | 2,7 | 3,4 | 2,7 | 2,8 | 0,87 | 16,97 |