

Risikovurderinger knyttet til forurensede sedimenter
Med fokus på Kristiansandsfjorden

TA-1864/2002
ISBN 82-7655-447-4

Forord

SFT inviterte i 2001 utvalgte miljøer til å foreslå prosjekter for å innhente kunnskap og erfaring fra arbeid med forurensede sedimenter i ulike områder.

Fylkesmannen i Vest-Agder ble tildelt midler til et prosjekt for å vurdere følgende 3 faktorer:

1. Biotilgjengelighet og bioakkumulering av miljøgifter i Kristiansandsfjorden.
2. Økologiske effekter av forurensning i Kristiansand havn.
3. Stofftransport av forurensninger i havner, med vekt på Kristiansand havn.

Til sammen har disse delprosjektene hatt som mål å bedre det faglige beslutningsgrunnlaget for tiltak i Kristiansandsfjorden spesielt, men også for fjorder og havner generelt.

Det er gjort eksperimentelt arbeid for å registrere opptak av miljøgifter i sedimentlevende dyr. I hvilken grad forurensede sedimenter forårsaker økologiske effekter er studert ved en feltundersøkelse av bunnfaunaen. Rapporten tar også for seg en vurdering av ulike kilders betydning og transport av miljøgifter fra land til sjø, mellom atmosfære og sjø, samt mellom sedimenter, sedimentlevende dyr og vann. Det er tatt utgangspunkt i tilgjengelige data fra Kristiansandsfjorden og fra litteraturen generelt. Til sammen bidrar disse vurderingene til å belyse risikopotensialet med forurensede sedimenter, samt beslutningsgrunnlag for tiltak mot forurensede sedimenter.

Rapporten er forfattet av Frode Olsgaard, Eyvind Oug, Anders Ruus, Jens Skei og Brage Rygg, NIVA, på oppdrag fra Fylkesmannen i Vest-Agder.

Resultatene og vurderingene som NIVA presenterer i rapporten er innspill til miljømyndighetene og andre i arbeidet med forurensede sedimenter i fjorder og havner. SFT anser rapporten for å være et nyttig faglig bidrag og underlagsmateriale i det videre arbeidet.

SFT, Oslo, mars 2002

Trond Syversen
Direktør for Lokalmiljøavdelingen

Innhold

Sammendrag	4
1. Bakgrunn.....	5
2. Mål og prosjektopplegg.....	7
3. Resultater og diskusjon.....	8
3.1 Forurensningsbudsjetter	8
3.1.1. Sedimentet som lager og kilde.	8
3.1.2. Stoffbudsjetter	9
3.2. Biotilgjengelighet og bioakkumulering av miljøgifter i sedimentlevende dyr.....	11
3.2.1. Eksperimentelt arbeid med sedimenter fra Kristiansandsfjorden.....	12
3.3. Økologiske effekter av forurensede sedimenter	16
3.3.1. Feltundersøkelser i Kristiansandsfjorden	16
3.3.2. Funksjon og aktivitet i bunnfaunaen	17
4. Hva har undersøkelsen vist ?	19
5. Videre arbeid	20
Vedlegg 1 Biotilgjengelighet og bioakkumulering av miljøgifter i sedimentlevende dyr	22
Vedlegg 2 Økologiske effekter av forurensede sedimenter i Kristiansand havn.....	38
Vedlegg 3 Forurensningsbudsjetter.....	84

Sammendrag

Risikovurderinger knyttet til marine sedimenter forurenset av miljøgifter er vurdert fra tre innfallsvinkler:

1. Stoffbudsjetter
2. Biotilgjengelighet og bioakkumulering i sedimentlevende dyr
3. Økologisk effekter av forurensede sedimenter på bunnfaunaen

Målsettingen med prosjektet har vært å øke kunnskapen om forurensede sedimenter og belyse hensyn som bør tas i forbindelse med beslutninger om tiltak for å stoppe eller redusere miljøeffekter av forurensede sedimenter.

Prosjektet har tatt utgangspunkt i forurensningssituasjonen i Kristiansandsfjorden, men skal bidra til en generell oppbygging av nasjonal kunnskap om forurensede sedimenter. Temaet er komplisert og prosjektet har bare kunnet belyse enkelte hovedspørsmål. Fortsatt gjenstår mange ubesvarte spørsmål og det er derfor foreslått en del sentrale temaer å arbeide videre med.

Av de tre temaene som er tatt opp i rapporten, er stoffbudsjetter mest ufullstendig. Her savnes en fjordmodell for miljøgifter på samme linje som en eksisterende eutrofimodell. Det er gjort anslag på mengder miljøgifter lagret i sedimentenes øvre lag (0-10 cm) i Kristiansandsfjorden. På grunnlag av litteraturdata som beskriver fordelingskoeffisienter mellom sediment og vann er det mulig å teoretisk beregne fluksen av miljøgifter fra sediment til vann. I tillegg kan man støtte seg til eksperimenter gjort med sedimenter fra andre fjorder for å beregne flukser. For eksempel viser vurderinger av sedimentet i Hannevikbukta som kilde for forurensning, at for nikkel er sedimentene en betydelig kilde i forhold til dagens utslipp til fjordområdet. Også for dioksiner tyder beregninger på at sedimentet er en viktigere kilde i dag enn de direkte utslippene.

Biotilgjengelighet og bioakkumulering i sedimentlevende dyr er et viktig risikomoment. Eksperimenter med sedimenter fra Hannevika (metaller), Marvika (PCB) og Fiskåbukta (PAH) viste at disse miljøgiftene er tilgjengelige for opptak i børstemarken *Nereis diversicolor* og i nettsnegl, *Hinia (Nassarius) reticulata*. Disse resultatene viser at miljøgiftene i sedimentene representerer en stor risiko med hensyn på spredning fra sedimentene til fisk og andre organismer som beiter på sedimentlevende dyr. Dette vil nødvendigvis måtte tillegges stor vekt i beslutningen om det skal gjøres tiltak.

Kunnskapen om hvilke effekter miljøgifter har på bunnfauna er mangelfull. Undersøkelsene i Kristiansandsfjorden viste at i de mest forurensede områdene var artsantall og diversitet redusert i forhold til et upåvirket kontrollområde. Særlig fattig var faunaen i Hannevikbukta. Partikkelspisere og gravende bunndyr var særlig redusert. Dette innebærer at det er få arter som ved sin aktivitet påvirker det fysiske/kjemiske miljøet i sedimentet og som igjen har betydning for mobilisering og avsetning av miljøgifter. Miljøgifter som metaller, HCB og dioksin så ut til å være de viktigste for å beskrive variasjoner i faunasammensetningen i indre del av Kristiansandsfjorden, mens PAH, PCB og naturlige sedimentfaktorer kunne i mindre grad forklare mønstre i faunasammensetning. Det er påvist en bedring i bunnfauna i indre deler av Kristiansandsfjorden i forhold til en større undersøkelse i 1983. I samme periode har det vært reduksjoner i utslipp av forurensende stoffer til området. Bunnfaunaen i Marvika var artsrik og i liten grad påvirket av forurensning.

1. Bakgrunn

For å kunne gjennomføre forurensningsbegrensende tiltak som skal ha en konkret tilsiktet effekt, er det viktig å kunne skalere kilder og transport av forurensning. Det relative bidraget fra ulike kilder bør kvantifiseres slik at de viktigste kildene elimineres først. Viktigheten av en kilde er ikke bare avhengig av størrelsen, men også hvordan forurensningen transporteres fra kilden til omgivelsene og varigheten av belastningen. Det er allment akseptert at forurensede sedimenter kan være viktige kilder. Miljøgifter som ligger lagret i sedimentene, kan gradvis frigjøres til omgivelsene ved fysisk/kjemiske prosesser og biologisk aktivitet. I tilfeller hvor sedimentene inneholder betydelige mengder miljøgifter, kan selv forholdsmessig lav utlekking fra sedimentene representere større bidrag enn aktive kilder. Samtidig er sedimentene en felle hvor forurensninger deponeres og lagres. Ved vurdering og planer om tiltak vil det derfor være vesentlig å øke kunnskapen om sedimentene og den relative betydningen disse kan ha i forhold til andre kilder.

Ved vurdering av tiltak må man også ta i betraktning karakter og virkning av forurensningen. Vil for eksempel en kortvarig kraftig forurensning kunne foretrekkes framfor en langvarig og liten forurensning? Likeså kan man spørre om forurensning som transporteres i overflaten vil innebære en større miljørisiko enn forurensning som transporteres på dypere vann. For å svare på slike spørsmål er det viktig å ha kunnskap om prosesser og transportmekanismer og betrakte disse i relasjon til kildene. Stofftransporten spiller en viktig rolle for å avklare hvilke transporter som er vesentlige og hvilke som kan neglisjeres. Det er imidlertid et problem å kvantifisere stofftransport fordi denne varierer mye over tid. I tillegg er vanligvis informasjonen om forurensningskilder og deres variabilitet mangelfull.

En sentral problemstilling knyttet til forurensede sedimenter er i hvilken grad miljøgiftene er tilgjengelige for opptak i organismer som lever i sedimentet. Dette vil avhenge av en rekke faktorer knyttet til miljøgiftenes tilstandsform, strukturer og prosesser i sedimentene og hva slags bunnorganismer som er tilstede. Opptaket er i sin tur avgjørende for effekter av forurensningene på biosamfunnene og for videreføring av miljøgifter gjennom næringskjedene til konsumarter som fisk (torsk, flyndre) og krabber. Når miljøgiftene akkumuleres i sedimentet, er det fordi miljøgiftene er knyttet til partikler. Det er allment akseptert at miljøgifter i løst tilstandsform er mere biotilgjengelige enn miljøgifter knyttet til partikler. Dette henger sammen med eksponering og måten organismer tar opp miljøgifter på. Sedimentlevende dyr kan ta opp miljøgifter ved at porevannet blir forurenset eller ved at organismene spiser forurensede partikler. Opptaksveiene varierer for ulike miljøgifter og for ulike organismer, slik at det er ingen enkel måte å vurdere risiko for bioakkumulering av miljøgifter i sedimentlevende dyr. En generelt anvendbar metodikk er å gjøre standardiserte tester hvor dyr med ulikt levesett tilsettes et forurenset sediment og opptaket måles etter en fastsatt eksponeringstid.

Bunnorganismer som lever på og i sedimentene bidrar i ulik grad til prosesser som kan frigjøre eller binde forurensninger. Dersom bunnfaunaen påvirkes vesentlig av forurensningene og funksjonelt viktige arter blir borte, kan dette ha betydelige økologiske konsekvenser. Bunnfaunaens toleranse for miljøgifter vil være avhengig av en rekke faktorer (type miljøgift, konsentrasjon, tilstandsform, redoksforhold i sediment, sedimentets innhold av organisk materiale, partikkelstørrelse etc.). Samtidig er det flere av disse faktorene som i større eller mindre grad bestemmes av bunndyrenes aktivitet. I et normalt bunnsediment er det et komplisert forhold mellom fauna og fysisk/kjemiske prosesser i sedimentene. Noen arter er mer følsomme for miljøgifter enn andre og blir tidlig borte fra forurensede områder. Hvis

arter med spesielle funksjoner reduseres eller blir borte, får det konsekvenser for hele bunnmiljøet, som igjen kan ha betydning for vertikaltransport og mobilisering av miljøgifter. Dette er forhold som har vært mindre påaktet enn reduksjon i biologisk mangfold, som er et mer synlig aspekt ved forurensning. Bioakkumulering i sedimentlevende dyr vil gi en indikasjon på at miljøgiftene er biotilgjengelige og vil kunne påvirke bunnfaunaen. Samtidig er bioakkumulering et signal om at sedimentet har et giftighetspotensiale for bunnfaunaen.

2. Mål og prosjektopplegg

Dette prosjektet har som målsetting å øke kunnskapen om forurensede sedimenter og biodiversitet (biologisk mangfold hos bunnfauna) og å vurdere hvilken risiko forurensede sedimenter kan representere for opptak av miljøgifter i fisk og skalldyr. I tillegg vurderes sedimentet som felle og kilde for miljøgifter. I den grad sedimentet er en kilde, er det viktig å vurdere om denne er stor eller liten i forhold til andre kilder og hvilke faktorer som påvirker størrelsen. Prosjektet skal belyse hvilke hensyn som bør tas i forbindelse med beslutninger om tiltak for å stoppe eller redusere miljøeffekter av forurensede sedimenter.

Prosjektet består av tre delprosjekter knyttet til 1) biotilgjengelighet og bioakkumulering i sedimentlevende dyr, 2) sammensetning og funksjon av bunnfauna på forurensede sedimenter, og 3) stofftransport og stoffbudsjetter i sediment og vann. Til hvert delprosjekt er det utarbeidet en delrapport som foreligger som vedlegg til denne rapporten.

Det er tatt utgangspunkt i forurensningssituasjonen i Kristiansand havn og de planlagte oppryddingstiltakene der. Målet er at prosjektet skal belyse sentrale spørsmål vedrørende betydningen av forurensede sedimenter og bidra til oppbygging av nasjonal kompetanse på dette området. Det er derfor lagt vekt på at resultatene skal ha overføringsverdi til andre områder hvor tiltak mot forurensede sedimenter planlegges.

3. Resultater og diskusjon

3.1 Forurensningsbudsjetter

Forurensningsbudsjetter kan være nyttige for å identifisere hvilke kilder og transportmekanismer som er dominerende. Selv om tallmaterialet som brukes er usikkert, vil det kunne bidra til å øke kunnskapen om miljøgifters skjebne i det marine miljø. Det største problemet er å kvantifisere kilder fordi disse ofte endrer seg over året, spesielt hvis det dreier seg om diffuse kilder (deponier) og uhellsutslipp. Lossing og lasting av råvarer på kai kan gi lite forutsigbare tilførsler. Transport av forurensninger er væravhengig og spesielle forhold slik som springflo og storm vil kunne gi opphav til forurensningstransport som er helt uvanlig. I Kristiansandsfjorden er det ikke noe kontinuerlig overvåkningsprogram på vann som kan gi noe indikasjoner på hvor store endringer det er i vannkvaliteten. Et månedlig overvåkningsprogram på metaller i vann fra Sørfjorden i Hardanger over en periode på 20 år viser at det er store variasjoner på grunn av endrede tilførselsforhold. Det ligger således ikke til rette for et helhetlig stoffbudsjett for miljøgifter i Kristiansandsfjorden.

3.1.1 Sedimentet som lager og kilde

I marine områder med lokale forurensningstilførsler er sedimentene oftest forurenset. Det gjelder både havner og fjorder generelt. Dette innebærer at sedimentene representerer et **lager** av forurensning. De konsentrasjoner av miljøgifter som måles i sedimentet, er et resultat av kildenes størrelse og nærhet, samt grad av fortykning med rene sedimenter. Det betyr at informasjon om sedimentets innhold av miljøgifter alene er utilstrekkelig hvis vi ikke kjenner den naturlige sedimenttilveksten (fortynningen). I havner som ligger langt unna elver som frakter store mengder sedimenter (sand, silt og leire), er ofte sedimentene sterkt forurenset på grunn av liten fortykning. Generelt frakter norske elver lite løsmasse sammenlignet med elver i Europa og USA. Dette henger sammen med geologiske forhold og det forhold at det meste av løsmassene i Norge ble fraktet ut på kontinentalsokkelen under istiden.

I mange fjorder og havner er mektigheten av det forurensede sedimentlaget mindre enn 0.5 m. Hvis vi antar at forurensningen begrenser seg til de siste 100 år, tilsvarer en sedimentmektighet på 0.5 m en årlig sedimenttilvekst på 5 mm. Enkelte steder nær utslippsområder kan mektigheten være større, men vanligvis er den mindre. Beregninger over hvor mye miljøgifter som ligger lagret i det forurensede laget, viser at det kan være betydelige mengder. Spørsmålet som da reiser seg, er i hvilken grad sedimentet er en aktiv **kilde**.

Det er allment akseptert at det i første rekke er overflatesedimentet som utgjør en potensiell forurensningskilde. De øverste millimeterene som står i kontakt med vannfasen over sedimentet vil være en kilde ved at det skjer en kjemisk utveksling mellom sediment og vann. Likeså vil dyr som graver i sedimentet kunne frakte forurensning fra sediment til vann ved graveaktivitet og ved pumping av forurenset porevann. Dyrs gravende virksomhet er mest aktiv i de øverste 5-10 cm av sedimentet. Dette innebærer at grovt sett vil de øvre 10 cm av et forurenset sediment utgjøre en potensiell forurensningskilde. Forurensninger som ligger begravet dypere i sedimentet, blir i mange tilfeller å betrakte som inaktive, men det finnes enkelte arter som graver ned til 20-30 cm og som kan bringe disse til overflaten.

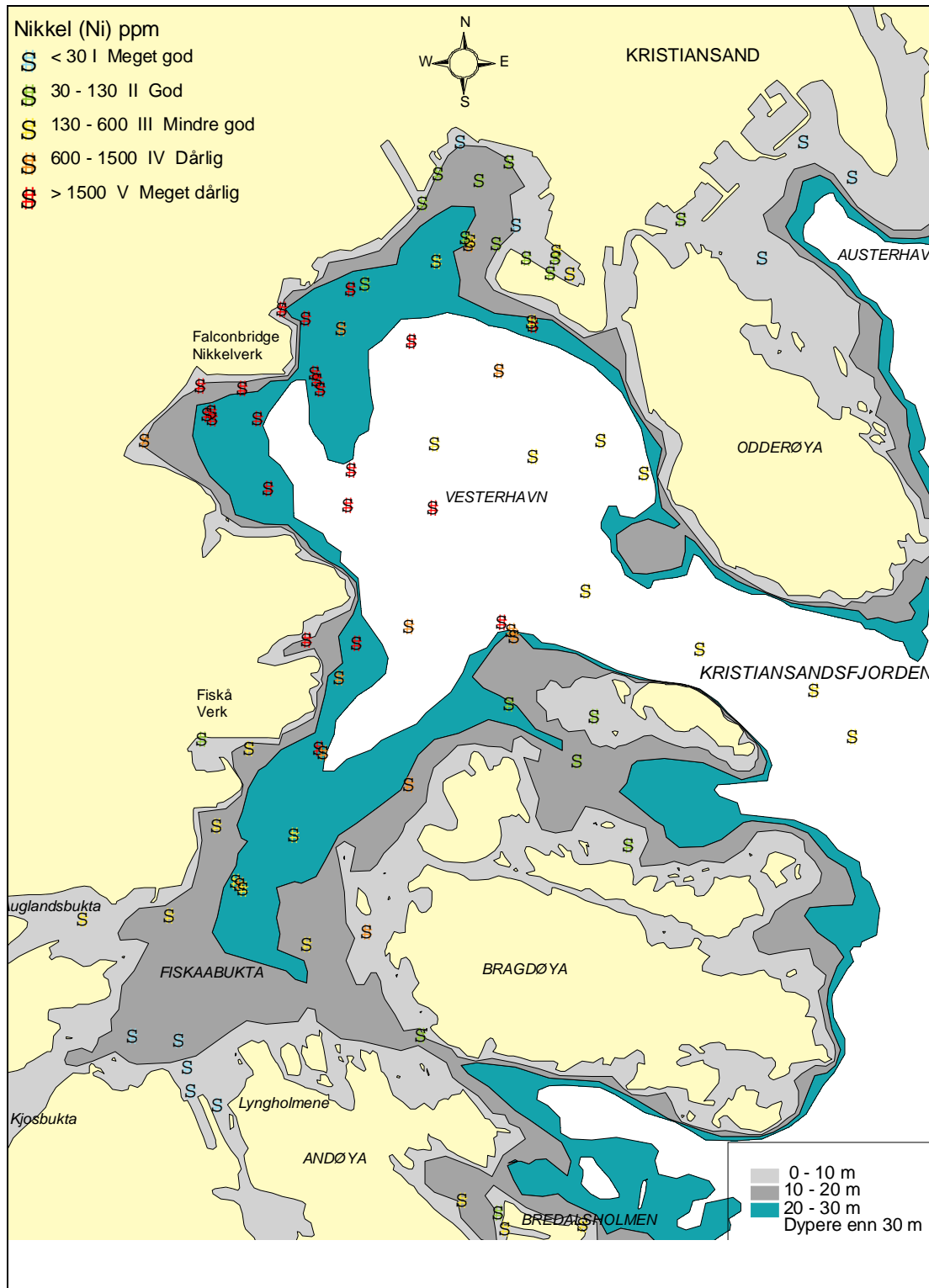
Hvor stor del av den lagrede forurensningen i de øvre 5-10 cm som kan mobiliseres og tilbakeføres til vannmassen, vil variere med hensyn til type miljøgift, grad av fysisk forstyrrelse (oppvirvling), hvor omfattende graveaktivitet bunnfaunaen utfører og forhold i sedimentet (oksygenforhold, kornstørrelse, organisk innhold etc.). Eppersom mengde

miljøgifter i dette aktive laget kan være stor, vil selv et lite prosentuellt bidrag kunne være betydelig sammenlignet med andre kilder. I Kristiansandsfjorden er overflatesedimentene sterkt forurenset både av metaller og organiske miljøgifter. Det tyder på fersk forurensning, enten som følge av aktive landbaserte kilder eller ved en omfordeling av sedimentene i fjorden (f.eks. erosjon av forurensede sedimenter i grunnområdene som avsettes på større dyp, oppvirvling langs kaiene etc.).

Sedimentenes relative rolle som forurensningskilde vil variere fra område til område. Hvis aktive landbaserte kilder er opphørt som følge av at virksomhet er nedlagt eller renseanlegg er satt i drift, vil ofte sedimentene spille en betydelig rolle. Er derimot primærutslippene ikke fjernet, vil vanligvis disse være viktigere bidragsyttere til forurensning. I Kristiansandsfjorden er det fortsatt aktive utslipp fra Falconbridge, selv om det er skjedd store reduksjoner i utslippsmengder de siste 10-15 år. På grunnlag av sedimentkartlegging i Kristiansandsfjorden (Figur 1) er det mulig å gjøre et overslag over hvor mye forurensning som er lagret i det aktive sedimentlaget (0-10 cm). I Hanneviksbukta er det lagret 70 tonn nikkel og 48 kg HCB. Dagens utslipp av nikkel per år er 770 kg, dvs. ca. 1% av det som ligger lagret i sedimentene. Basert på litteraturdata kan det anslås at sedimentene i Hannevikbukta bidrar med mere nikkel til fjorden enn dagens utslipp fra Falconbridge.

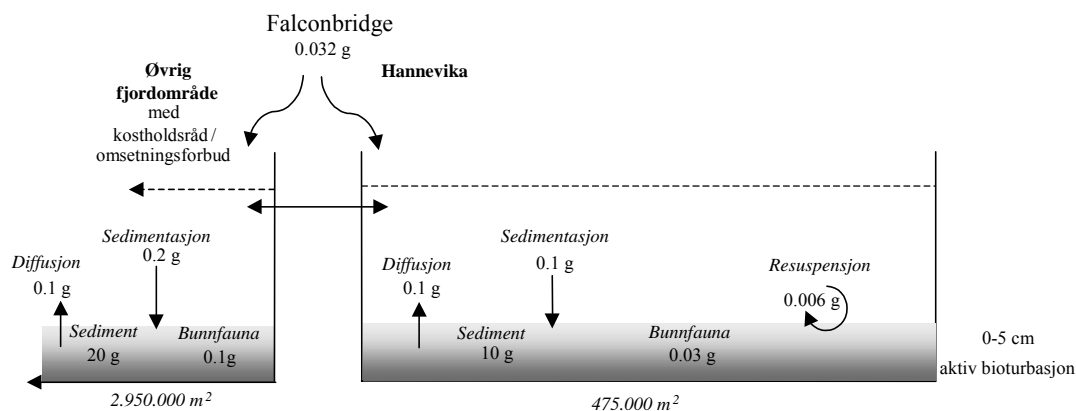
3.1.2 Stoffbudsjetter

Det er gjort et forsøk på å etablere en enkel transportmodell for dioksin som viser flukser mellom sediment og vann og transport mellom Hannevika og det øvrige fjordområdet (Figur 2). Modellen er beheftet med store usikkerheter, men antyder hvilke transportere som er viktige.



Figur 1. Fordeling av nikkell i overflatesedimentene (0-2 cm) i Kristiansandsfjorden basert på SFTs klassifisering av miljøtilstand. Kartet er utarbeidet på grunnlag av kjente undersøkelser fra 1983 til per dato. Fordeling av konsentrasjoner målt i 2001 kan derfor avvike noe, men omfatter også færre stasjoner (Næs og Rygg, 2001).¹

¹ Næs, K. og B. Rygg (2001). Tiltaksplan for opprydding av forurensede sedimenter i Kristiansandsfjorden. Kartlegging av konsentrasjoner i sedimentet i 2001 samt kartframstilling av resultater fra tidligere undersøkelser. NIVA-rapport, l.nr. 4371, 43 s.



Figur 2. Årlig omsetning av dioksin i Hannevika, antatt at halvparten av utslippet fra Falconbridge (utslippet i 2001) tilføres Hannevika (Sørlandskonsult/ NIVA/ NGI under utarb.).

Når det gjelder de klororganiske forbindelsene (dioksin, PCB og HCB) så er deres skjebne i sedimenter noe annerledes enn hva tilfellet er med metaller. De er lite vannløselige (med unntak av HCB) og deres mobilitet er i stor grad styrt av organiske faser. I tillegg har vi mer begrenset datamateriale for PCB og dioksin i sedimentene. Et forsøk på å beregne hvor mye HCB som sedimentene i Hannevika bidrar med årlig, gav en mengde på ca. 700 gram. Å lage en helhetlig modell for stofftransport for miljøgifter i Kristiansandsfjorden, er ikke mulig med den mangelfulle tilgangen på tilførselsdata. Dette gjelder spesielt PAH i Fiskåbukta hvor nivåene i overflatesedimentet er svært høye, noe som tyder på fersk forurensning, mens det ikke eksisterer tall for landbaserte kilder for PAH. Noe av forklaringen på høye nivåer av PAH i overflatesedimentene kan være at tidligere avsatt PAH omfordeles ved erosjon av forurenset sediment på grunt vann eller ved oppvirvling og omrøring av gamle forurensede sedimenter.

3.2 Biotilgjengelighet og bioakkumulering av miljøgifter i sedimentlevende dyr

I en vurdering av risiko knyttet til forurensede sedimenter er biotilgjengelighet og bioakkumulering i dyr som lever i sedimentet av stor betydning. Hvis disse dyra tar opp miljøgifter fra sedimentene, vil overføring til fisk og skalldyr som brukes i konsum kunne skje. Det betyr at det kan etableres en logisk sammenheng mellom forurenset sediment og kostholdsråd vedrørende fisk og skalldyr. Dette vil i såfall være et viktig element i et beslutningsgrunnlag for tiltak.

Det har vært gjort mange forsøk på å bestemme biotilgjengeligheten av miljøgifter i sedimenter. Det er blant annet blitt hevdet at kjemiske analyser av sedimenter etter ulike ekstraksjonsmetoder ville representere en miljøgifts biotilgjengelighet. Dette er nå mer eller

mindre forlatt, og det er aksept for at direkte bestemmelse av opptaket i en organisme vil gi et bedre bilde av biotilgjengelighet.

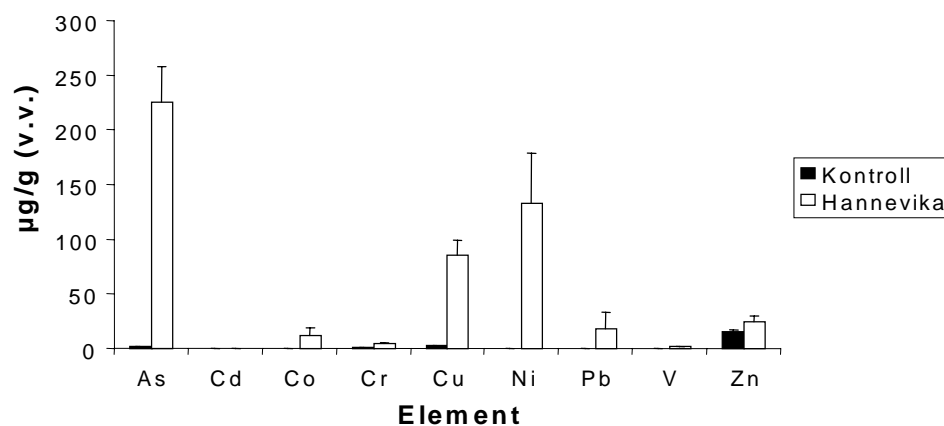
3.2.1 Eksperimentelt arbeid med sedimenter fra Kristiansandsfjorden

Sedimenter fra Marvika, Hannevikbukta og Fiskåbukta ble brukt i bioakkumuleringsforsøk ved NIVAs marine forskningsstasjon Solbergstrand. Disse tre områdene ble valgt fordi de er potensielle oppryddingsområder. Dessuten er de eksponert for tre typer miljøgifter; metaller (Hannevikbukta), PCB (Marvika) og PAH (Fiskåbukta). Eksperimentene bidrar til å øke kunnskapen om disse miljøgiftene generelt. To testorganismer ble benyttet, en børstemark (alminnelig nereis, *Nereis diversicolor*) og en snegl (nettsnegl, *Hinia reticulata*). Begge artene er vanlig forekommende i norske farvann.

Resultatene var entydige (Figur 3-5). Både metaller, PCB og PAH akkumulerte i de to testorganismene som ble brukt i eksperimentene og er således biotilgjengelige. Det er derfor grunnlag for å hevde at det er en stor risiko for at miljøgifter i sedimentene fra disse områdene transporteres til sedimentlevende dyr og videre til fisk og skalldyr.

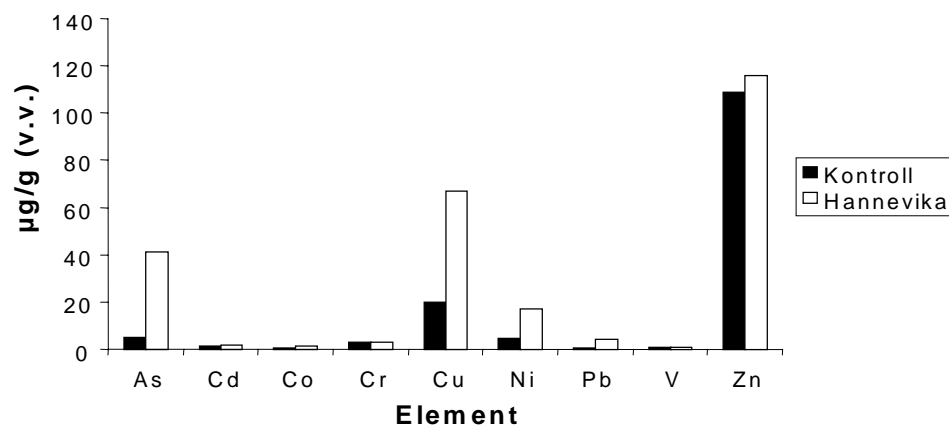
a.

Metaller i børstemark



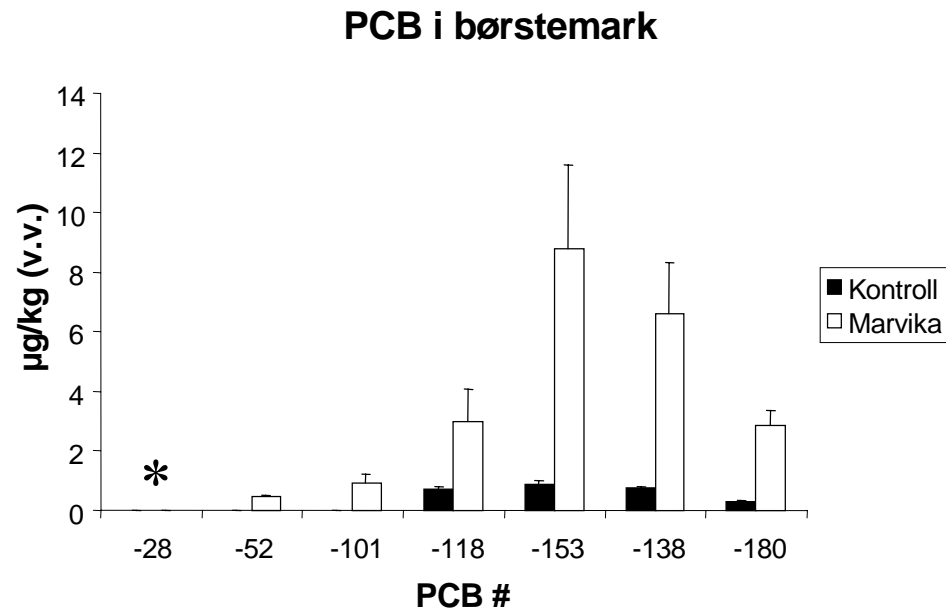
b.

Metaller i snegl

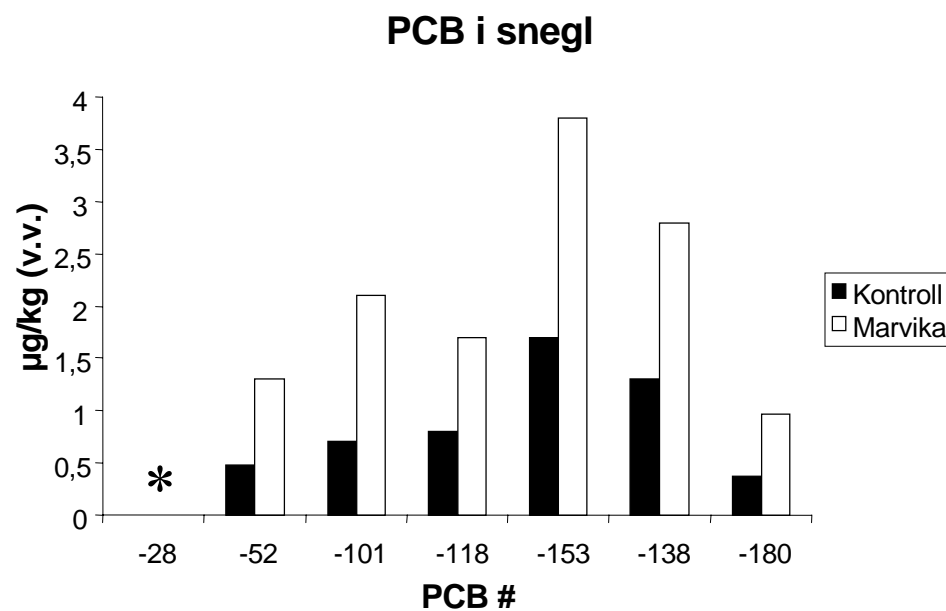


Figur 3. Metallkonsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ våtvekt) i børstemark (a.), *Nereis diversicolor*, og nettsnegl (b.), *Hinia (Nassarius) reticulata*, som er eksponert for sediment fra Hannevika (fortynnet 1:1 v:v. med kontrollsediment) og for kontrollsediment. (Børstemark: $n=3$, standard avvik er indikert. Snegl: $n=1$). As = arsen, Cd = kadmium, Co = kobolt, Cr = krom, Cu = kobber, Ni = nikkel, Pb = bly, V = vanadium, Zn = sink.

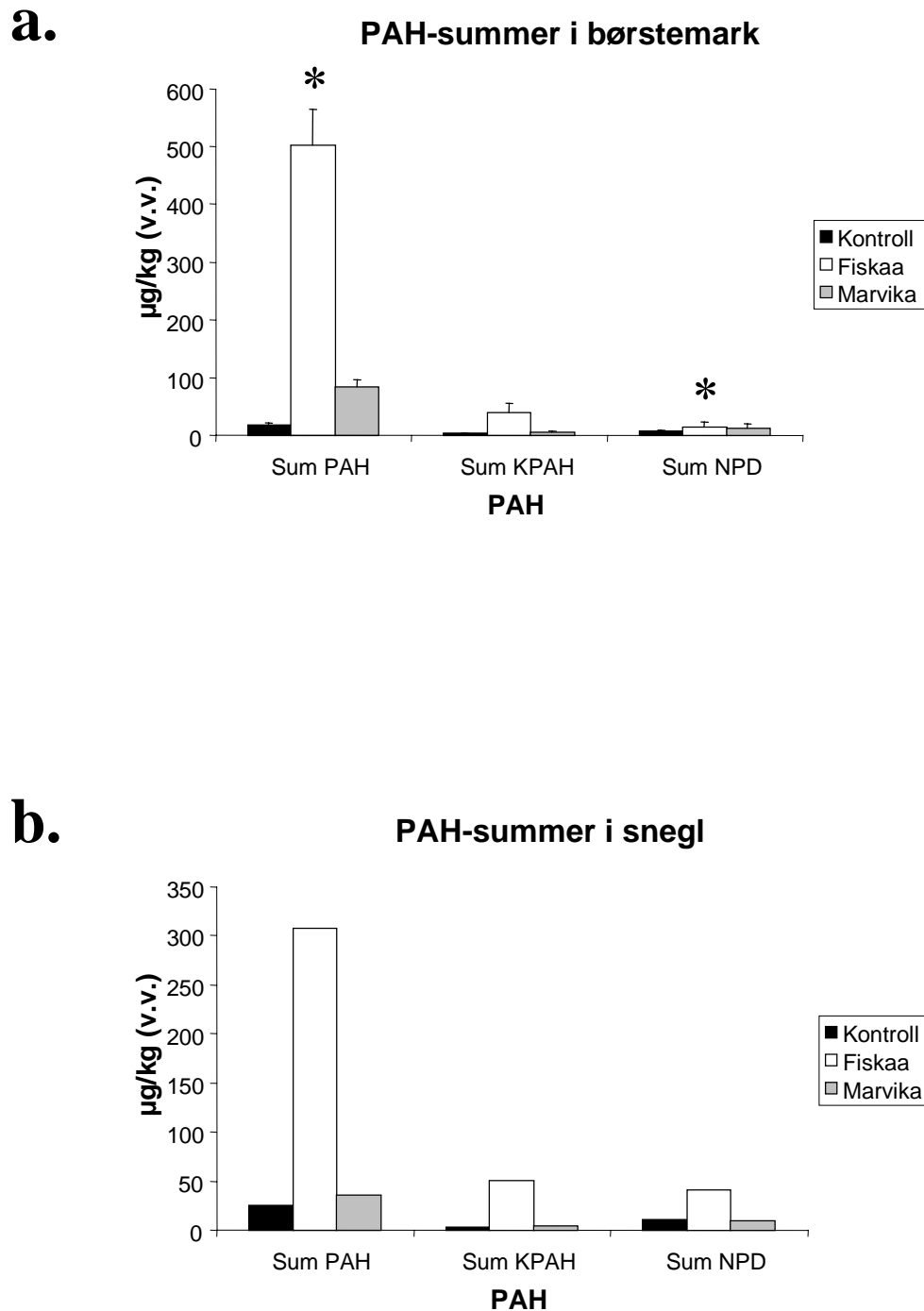
a.



b.



Figur 4. PCB-konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) i børstemark (a.), *Nereis diversicolor*, og nettsnegl (b.), *Hinia (Nassarius) reticulata*, som er eksponert for sediment fra Marvika (fortynnet 1:1 v.v. med kontrollsediment) og for kontrollsediment. (Børstemark: $n=3$, standard avvik er indikert. Snegl: $n=1$). * Under deteksjonsgrensen i kontroll. Ikke kvantifisert p.g.a. koelusjon i kromatogrammer for dyr eksponert for Marvika-sediment.



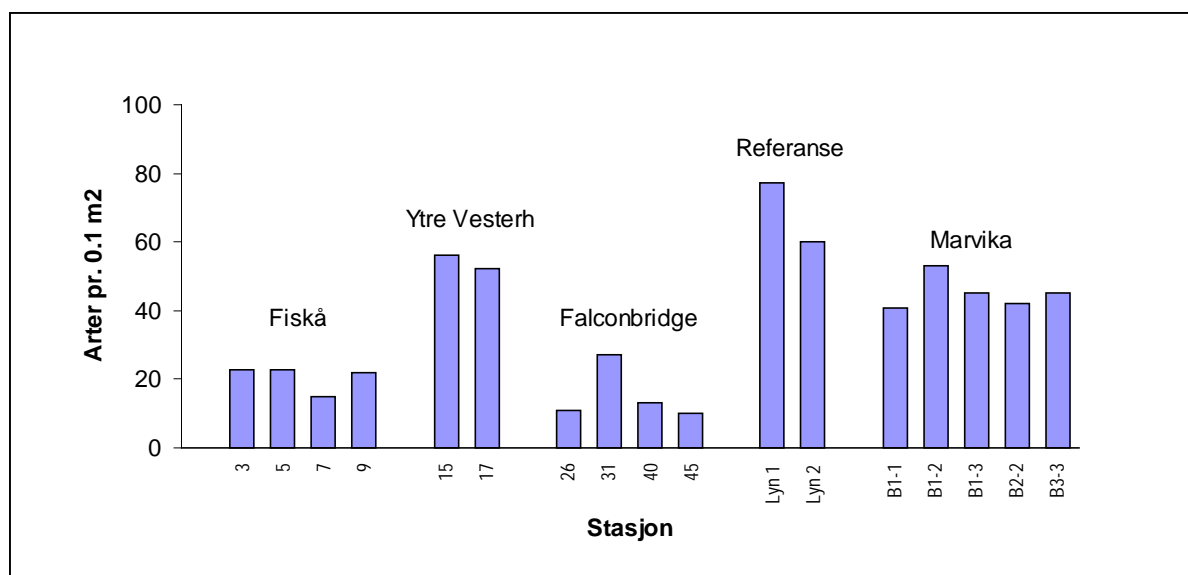
Figur 5. PAH-konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) i børstemark (a.), *Nereis diversicolor*, og nettsnegl (b.), *Hinia (Nassarius) reticulata*, som er eksponert for sediment fra Fiskå, sediment fra Marvika (begge fortynnet 1:1 v:v. med kontrollsediment) og for kontroll-sediment. (Børstemark: $n=3$, standard avvik er indikert. Snegl: $n=1$). Sum PAH = sum av alle PAHer, Sum KPAH = sum av "kreftfremkallende PAHer" (benzo(a)antrasen, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3cd)pyren og dibenz(a,c/a,h)antrasen), Sum NPD = sum av naftalen og fenantren. * Naftalen ble ikke kvantifisert i én prøve fra Fiskå og én fra Marvika.

3.3 Økologiske effekter av forurensede sedimenter

Det er relativt sparsomt med erfaringsmateriale om hvilken effekt den kjemiske sammensetning av marine sedimenter har på sammensetningen av bunnfaunaen. Det vil ofte være vanskelig å finne direkte sammenheng mellom miljøgiftkonsentrasjon og artsmangfold ettersom faunaen påvirkes av mange andre faktorer (kornstørrelse, oksygenforhold, vanddyp, organisk innhold etc.). Det som oftest kjennetegner et forurenset bunnområde er at artsmangfoldet er lite og at det er noen få arter som kan dra fordel av forholdene ('opportunistiske arter'), som dominerer. Ved hjelp av statistiske metoder kan det være mulig å finne sammenhenger og forklaringsvariable som bidrar til å øke kunnskapen om økologiske effekter av forurensede sedimenter.

3.3.1. Feltundersøkelser i Kristiansandsfjorden

I Vesterhavnområdet ble bunnfaunaen undersøkt på en rekke steder med ulik grad av belastning av miljøgifter. Hovedvekten ble lagt på områdene nær ved Falconbridge Nikkelverk og Elkem Fiskå verk. I tillegg ble data fra en nylig gjennomført undersøkelse i Marvika også tatt med i vurderingen av effekter på fauna. Både ved Falconbridge og Fiskå var bunnfaunaen artsfattig og hadde lavt artsmangfold (Figur 6). Særlig artsfattig var faunaen i Hanneviksbukta ved Falconbridge. I Marvika var bunnfaunaen normalt artsrik, og nesten på nivå med et referanseområde lenger ut i Kristiansandsfjorden.



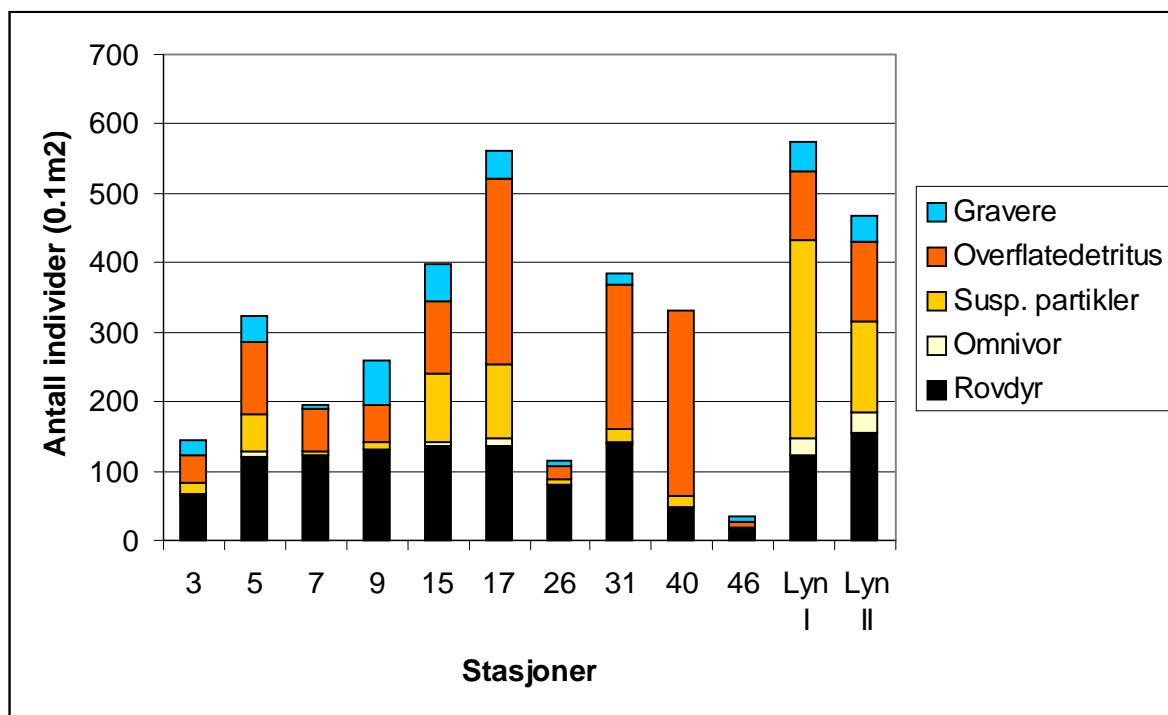
Figur 6. Antall arter av bunnfauna i ulike områder av Kristiansandsfjorden

Resultatene for bunnfaunaen ble sammenholdt med fordelingen av miljøgifter og naturlige faktorer som kornstørrelse og organisk materiale i bunnsedimentene. For Vesterhavnområdet kunne artstall og gradienter i faunasammensetningen samlet sett best relateres til metaller, HCB og dioksin. Dette indikerer at forurensningene fra Falconbridge har sterk effekt på bunnfaunaen i området. PAH, PCB og naturlige faktorer var i mindre grad relatert til faunamønstrene, men i området ved Fiskå var det sammenheng mellom PAH-nivåer og artstall. I Marvika var det ingen tydelige sammenhenger, men forurensningene der var svært lokale og det er derfor mer uklart i hvilken grad de påvirker faunaen.

Generelt tydet resultatene på at det har vært en bedring i bunnfaunaen i indre deler av Kristiansandsfjorden i forhold til en større undersøkelse i 1983. I samme periode har det vært reduksjoner i utslipp av forurensende stoffer til området.

3.3.2. Funksjon og aktivitet i bunnfaunaen

I Vesterhavnområdet ble forekomsten av artsgrupper med forskjellig næringsvalg og aktivitet også sammenholdt med miljøgiftbelastningen. Både ved Falconbrigde og Fiskå var individmengden av arter som lever av finpartikulært materiale mer redusert enn andre grupper i bunnfaunaen (Figur 7). Disse forandringene innebærer at forurensningene påvirker økologiske forhold. Mange partikkelspisende bunndyr har betydning for hvordan partikulært materiale avsettes eller frigjøres på bunnen og følgelig for utveksling av forbindelser mellom sediment og vannmasser. Partikkelspisere er også ofte arter som bygger rør eller gangsystemer i bunnen som gir sedimentet struktur og fasthet. Med hensyn til frigjøring av miljøgifter fra sedimentene, er gravende former særlig viktige. Ved Falconbrigde var også disse betydelig redusert (Figur 7). I tillegg var forekomsten av større dyptgravende arter som i særlig grad kan gi omrøring (bioturbasjon) av bunnsedimentene svært lav både ved Fiskå og Falconbrigde. Dokumentasjon av at de mest forurensede sedimentene inneholder få arter som graver dypt i sedimentet og som kan bringe miljøgifter opp fra dypere sedimentlag, er et viktig resultat. Dette innebærer at effekten av dyrs gravende virksomhet er noe mindre i ”hot spot” sedimenter, noe som kan være en miljømessig fordel. Hvordan det hele fungerer totalt sett, er imidlertid vanskelig å avgjøre. Mange av de partikkelspisende artene binder overflatesedimentet og gjør finmaterialet mindre tilgjengelig for resuspensjon ved strøm eller turbulens. Dette kan føre til at resuspensjon øker når disse formene blir borte.



Figur 7. Fordeling av individer av bunnfauna etter ernæringsmåte i Vesterhavnsfjorden (Fiskå st. 3-9, Falconbridge st. 26-46, ytre Vesterhavns st. 15, 17, referanse st. Lyn I, II). Gravere = arter som graver og henter næring under sedimentoverflaten, overflatedetritus = arter som lever av partikler på sedimentoverflaten, susp. partikler = arter som filtrerer partikler fra vann, omnivor = 'alt-etere'.

Det var generelt lave forekomster av viktige næringsdyr for torsk og flatfisk ved Falconbrigde og Fiskå. De mest forurensede områdene er derfor sannsynligvis ikke særlig attraktive som næringsområder for bunnfisk. Dette vil trolig føre til at miljøgifter fra sedimentene blir mindre tilgjengelige oppover i næringskjedene. Det er imidlertid trolig at næringsdyr kan finnes i større tettheter i randområdene til de mest forurensede sedimentene, som i ytre Vesterhavnområdet, hvor det var en mer normal bunnfaunasammensetning. I hvor stor grad overføring av miljøgifter til fisk kan finne sted i disse områdene er ikke kjent.

4. Hva har undersøkelsen vist ?

Kort oppsummert har undersøkelsen vist at:

- beregning av stoffbudsjetter for nikkel og dioksiner (se Figur 2) indikerer at sedimentene er viktigere kilder til tilførsler til vannmassene enn dagens utslipp.
- miljøgifter fra bunnsedimenter i Kristiansandsfjorden opptas og akkumuleres i bunnlevende organismer. Opptak er påvist for metaller, PCB og PAH. Opptaket innebærer en stor risiko for videre overføring til konsumarter som fisk og skalldyr.
- bunnfaunaen i de mest forurensede områdene er arts- og individfattig. Forandringene kan relateres til miljøgiftkonsentrasjonen i bunnsedimentene. Metaller, HCB og dioksin gir sterkest samsvar, men det kan også påvises samsvar til PAH.
- i de mest forurensede områdene er arter som påvirker bunnsedimentene ved sin aktivitet redusert. Dette kan redusere frigjøring av miljøgifter fra sedimentene.
- det er få næringsdyr for torsk og flatfisk i de mest forurensede områdene. Trolig er disse områdene lite attraktive som næringsområder for bunnfisk

Det er fortsatt ganske mange forhold vi ikke har god informasjon om:

Vi har ingen entydig kobling mellom miljøgifter og effekter på bunnfauna. Til dette vil vi trenge informasjon om på hvilken måte miljøgiftene skader bunnfauna og dernest påvise at disse skadene opptrer i Kristiansandsfjorden. Men de sterke korrelasjonene mellom mønstre i fauna og miljøgiftbelastningen er klare signaler om at miljøgiftene er hovedårsak til forandringene.

Vi kan ikke avgjøre hvilke miljøgifter som har størst betydning. Samlet sett synes de sterkeste effektene å være forbundet med en eller flere av metallene, HCB eller dioksin. Disse kan helt eller delvis overskygge effekter av andre miljøgifter som PAH og PCB.

Vi har ingen god forklaring til at bunnfaunaen i Marvika var lite påvirket til tross for at det er registrert høye konsentrasjoner av PAH og PCB i området. Det kan ha betydning at forurensningen i Marvika er svært lokal og at bunnfaunaen derfor har tilgang til friskt vann samtidig som nye individer lett kan rekrutteres.

Vi vet lite om transport av miljøgifter i næringskjedene. Vi vet ikke i hvilken grad fisk søker byttedyr i de mest forurensede områdene. Vi vet heller ikke noe om byttedyr i randområdene til de mest forurensede sedimentene kan akkumulere miljøgifter i en grad som innebærer risiko for overførsel til arter høyere opp i næringskjedene.

5. Videre arbeid

Risikovurdering knyttet til miljøkonsekvenser og forurensede sedimenter er komplisert fordi konsekvensene varierer med type miljøgift, miljøgiftenes tilstandsformer, blandingen av ulike miljøgifter, sedimentenes karakteristika (kornstørrelse, organisk innhold, redoksforhold etc), grad av fysisk forstyrrelse av sedimentet, ulike dyrs levemåte i sedimentet og grad av organismers følsomhet for forurensning. I dag eksisterer sedimentkvalitetskriterier og tilstandsklasser for marine sedimenter basert på konsentrasjonsnivåer av miljøgifter i sedimentene. Det er liten grunn til å tro at det er et lineært forhold mellom konsentrasjon og bioakkumulering. Det er også lite sannsynlig at det er et lineært forhold mellom konsentrasjon og giftighet av et sediment. Et mål må være å etablere tilstandsklasser som i større grad enn i dag er koblet til miljøeffekter enn til konsentrasjoner og gjøre de enda mere operative. Dette er komplisert, men det ville være hensiktsmessig å kunne bruke kriterier for beslutning om tiltak som er mere relatert til biologiske effekter.

I arbeidet med risikovurderinger av forurensede sedimenter er risikobegrepet knyttet til miljøgiftenes mobilitet ("lekkasje" fra sedimentene), biotilgjengelighet og bioakkumulerbarhet og økologisk effekt. I tillegg burde giftighet av et sediment inngå i risikobildet. Internasjonalt anvendes giftighetstester på sedimenter i langt større grad enn i Norge. Det foreslås derfor at det innarbeides standardiserte tester for et sediments giftighet. Disse testene bør omfatte testing av porevannets giftighet og testing av hele sedimentet.

I forbindelse med etablerte eksperimenter for måling av bioakkumulering i sedimentlevende dyr, burde det gjøres tester for å se på effekten av sedimentenes innhold av organisk materiale og kornstørrelse. Noe data eksisterer allerede i forbindelse med Norges Forskningsråds forskningsprogram om marin forurensing (1992-1996)¹, men ikke tilstrekkelig for å kunne vurdere betydningen av disse parametrene knyttet til miljørisiko.

Økologiske effekter av forurensede sedimenter er lite dokumentert. I hvilken grad biologisk mangfold påvirkes av miljøgifter burde i langt større grad bli viet oppmerksomhet. Spesielt viktig ville det være å ta for seg marine områder hvor det er mulig å studere effekten av en og en miljøgift. Vi har områder hvor metaller dominerer som miljøgift og andre områder hvor PCB, DDT og PAH dominerer. I havner derimot vil det oftest være en blanding av alle disse giftene. Det bør også gjøres kontrollerte eksperimenter både i felt og bassenger på land (mikro- og mesokosmos) for å undersøke effekter av de mest sentrale miljøgiftene hver for seg og samlet.

Stoffbudsjetter er et viktig bidrag for å forstå hvordan naturen fungerer og er også viktig for å belyse hvilken effekt ulike tiltak vil ha. Et stoffbudsjett kan også identifisere hvilke transportere eller potensielle kilder som vi mangler. Selv om datatilfanget er mangelfullt vil forsøk på å lage enkle stoffbudsjetter bidra til å forenkle kompliserte forhold. Det burde utarbeides en fjordmodell for miljøgifter som kunne appliseres generelt på fjorder. En måte dette kunne gjøres på er å modifisere en eksisterende eutrofimodell som er designet for fjorder.

¹ Programme on Marine Pollution (PMF). A Norwegian research programme (1992-1996). Marine Pollution Bulletin, 33, 1-6, p.1-119 (editor J. Skei)

VEDLEGG

Vedlegg 1. Biotilgjengelighet og bioakkumulering av miljøgifter i sedimentlevende dyr

Vedlegg 2. Økologiske effekter av forurensede sedimenter i Kristiansand havn

Vedlegg 3. Forurensningsbudsjetter

Vedlegg 1

Biotilgjengelighet og bioakkumulering av miljøgifter i sedimentlevende dyr

Anders Ruus, NIVA

Innhold:

1.	Sammendrag	24
2.	Innledning	25
2.1	Bakgrunn	25
2.2	Formål	25
3.	Materiale og metoder	26
3.1	Stasjonsbeskrivelser	26
3.2	Kontrollsediment	27
3.3	Organismer	27
3.4	Eksperimentelt oppsett	27
3.5	Kjemiske analyser	28
4.	Resultater og diskusjon.....	29
5.	Referanser	37

1. Sammendrag

Denne delrapporten beskriver et eksperiment som er utført for å undersøke om miljøgifter (metaller, PCB og PAH) i sedimenter fra ulike lokaliteter i Kristiansandsfjorden (Fiskå, Hannevika og Marvika) er tilgjengelige for bioakkumulering i bunnlevende organismer. Kunnskap om miljøgifters biotilgjengelighet har både økologisk relevans og relevans for menneskers kosthold, og kan ikke oppnås kun ved kjemisk analyse av miljøgifter i sedimenter og organismer. Årsaker til dette er blant annet at ulike fysisk-kjemiske egenskaper hos ulike miljøgifter, samt egenskaper ved sedimentet, som partikkelstørrelse og organisk innhold, vil påvirke biotilgjengelighet. Det er derfor mest hensiktsmessig å evaluere biotilgjengelighet ved å måle opptak eller akkumulering i sedimentlevende organismer. Det er i denne undersøkelsen benyttet et etablert test-system med følgende modellorganismer; flerbørstemarken *Nereis diversicolor* og nettsnegl *Hinia (Nassarius) reticulata*.

Av resultatene som bringes frem av denne undersøkelsen kan følgende konklusjon trekkes: Metaller i Hannevika-sediment, PCB i Marvika-sediment og PAH i Fiskå- og Marvika-sediment er tilgjengelig for opptak i børstemarken *Nereis diversicolor* og i nettsnegl, *Hinia (Nassarius) reticulata*. Disse resultatene viser at miljøgiftene i sedimentene representerer en stor risiko med hensyn på spredning fra sedimentene til fisk og andre organismer som beiter på sedimentlevende dyr.

2. Innledning

2.1 Bakgrunn

Kristiansandsfjorden har vært resipient for ulike miljøgifter i lengre tid. Flere undersøkelser har vist at sedimentene i indre deler er tildels sterkt forurenset av metaller, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og klororganiske forbindelser (f.eks. Bakke et al. 2000; Næs & Rygg, 2001). Etter at det er gjennomført betydelige reduksjoner i direktetilførselene av miljøgifter, er det sannsynlig at sedimentene kan spille en rolle i å opprettholde forhøyde konsentrasjoner i organismer. Sediment-levende evertebrater er den viktigste næringskilden for mange bunnlevende fisk og vil derfor bidra til transport av miljøgifter til høyere trofiske nivåer (Ruus, 2001).

På bakgrunn av det ovennevnte har man funnet det nødvendig å undersøke tilgjengeligheten av miljøgifter i sedimentene for bioakkumulering i bunnlevende organismer. Slik kunnskap har både økologisk relevans og relevans for menneskers kosthold, og kan ikke oppnås kun ved kjemisk analyse av miljøgifter i sedimenter og biota. Årsaker til dette er blant annet at ulike fysisk-kjemiske egenskaper hos ulike miljøgifter (f. eks. fettløselighet og motstandsdyktighet mot biologisk nedbrytning), samt egenskaper ved sedimentet, som 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 mest hensiktsmessig å evaluere biotilgjengelighet ved å måle opptak eller akkumulering av spesifikke miljøgifter i sedimentlevende organismer. Slike biotilgjengelighetstester for miljøgifter i sediment 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 Pollution Agency, EPA (Lee et al. 1991).

2.2 Formål

Formålet med denne undersøkelsen er følgende:

- Å evaluere biotilgjengeligheten av et utvalg metaller¹, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)² og polyklorerte bifenyler (PCB)³ i sedimenter fra ulike lokaliteter i Kristiansandsfjorden.

Dette gjennomføres ved bruk av et etablert testsystem (beskrevet av Hylland [1996]) for testing av biotilgjengeligheten av miljøgifter i marine sedimenter. Test-systemet er tidligere blitt benyttet til uttesting av tilgjengeligheten av organiske miljøgifter i sedimenter fra Florvågen (Bergen) (Knutzen et al. 1995) og Drammensfjorden (Skei og Andersen, 1996), i tillegg til uttesting av tilgjengeligheten av kobber (Cu) fra et notvaskeri (Johnsen et al. 1996).

¹ Arsen (As), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), kobber (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb), vanadium (V), sink (Zn).

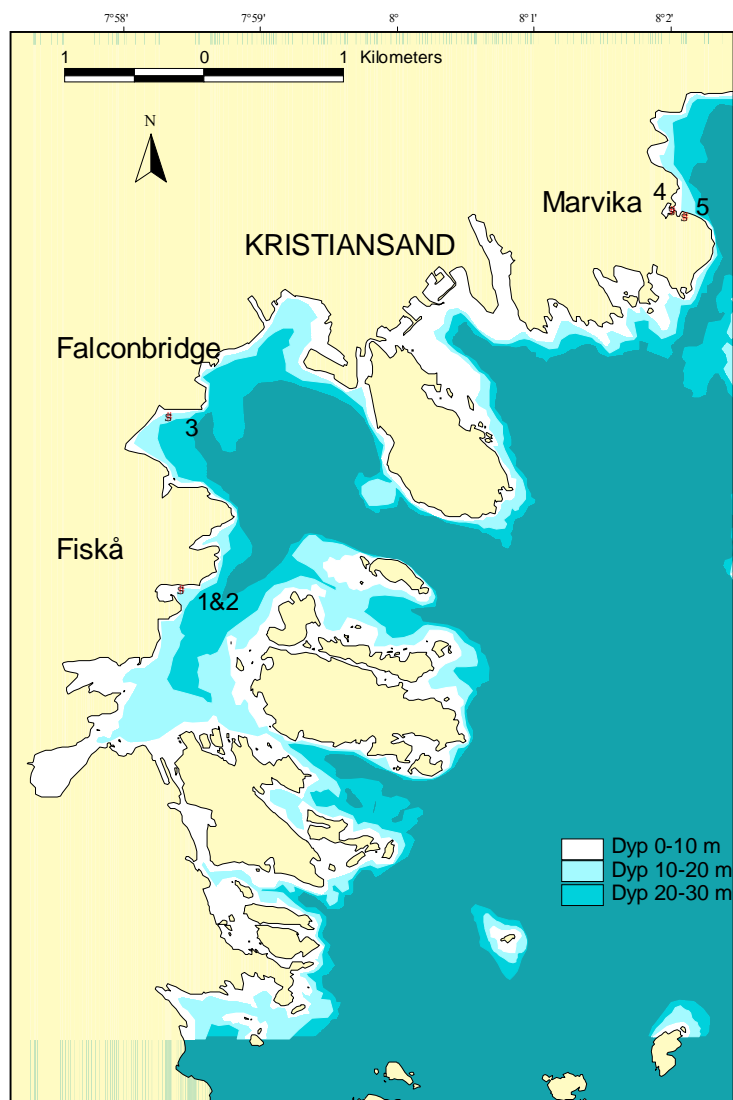
² Naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antrasen, fluoranten, pyren, benzo(a)antrasen, krysen/trifenylen, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3cd)pyren, dibenz(a,c/a,h)antrasen, benzo(ghi)perylen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten.

³ # -28, -52, -101, -118, -153, -138, -180.

3. Materiale og metoder

3.1 Stasjonsbeskrivelser

Sediment ble hentet fra følgende stasjoner ved bruk av en 0,1 m² Van Veen-grabb: Fiskå (grabbskudd 1 og 2), Hannevika (utenfor Falconbridge nikkerverk, grabbskudd 3) og i Marvika (utenfor marinebasen, grabbskudd 4 og 5) (Figur 1). De øverste 5 – 10 cm av sedimentene i grabbskuddene ble transportert til NIVA for å bli benyttet i forsøket. Grabbskudd 4 og 5 korresponderer med hhv. stasjonene S1-6 og S1-10 i Bakke et al. (2000). Beskrivelser av sedimentene på alle lokalitetene er å finne hos Næs og Rygg (2001) (Hannevika og Fiskå) og Bakke et al. (2000) (Marvika). Beskrivelsene innbefatter visuell beskrivelse, kornstørrelse, organisk innhold og miljøgiftkonsentrasjoner, samt klassifisering av miljøtilstand i henhold til SFTs miljøkvalitetskriterier.



Figur 1. Kart med stasjoner hvor sediment ble hentet. Grabbskudd 1 og 2: Fiskå, grabbskudd 3: Hannevika, grabbskudd 4 og 5: Marvika.

3.2 Kontrollsediment

Kontrollsediment ble samlet inn (med spade) i Rambergbukta, som ligger på vestsiden av Jeløya i Oslofjorden. Dette sedimentet inneholdt 4,3 µg karbon pr. mg sediment, og 73 % av partiklene var mindre enn 63 µm.

3.3 Organismer

Det benyttes to arter i det eksperimentelle oppsettet. Den ene er flerbørstemarken *Nereis diversicolor* og den andre er nettsnegl, *Hinia (Nassarius) reticulata*. Begge artene er meget vanlige. Flerbørstemarken (*Nereis 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. Verken flerbørstemarken eller sneglen lever direkte av sediment. Børstemarken er omnivor (Goerke, 1971), men lever trolig hovedsakelig av mindre organismer. Nettsnegl er åtseleter og rovdyr, men kan også nyttiggjøre seg organisk materiale i sediment. Ved siden av arter som benyttes i akvakultur er kanskje børstemarken *Nereis diversicolor* den marine evertebraten som er mest undersøkt. *Nereis* har også vært brukt i andre akkumuleringsstudier (f. eks. Fowler et al. 1978; Goerke, 1984). Sedimentlevende evertebrater, slik som *Nereis* og *Hinia*, er den viktigste næringskilden for mange bunnlevende fisk og vil derfor kunne bidra til transport av miljøgifter oppover i næringskjeden (Ruus, 2001).

Årsaken til at det benyttes to organismer er at det kan være tildels store artsforskjeller når det gjelder akkumulering av miljøgifter. Børstemark og bløtdyr representerer to viktige grupper i marine økosystem. Nettsnegl og børstemark ble samlet inn på samme lokalitet (hvor også kontrollsedimentet ble hentet) – Rambergbukta på vestsiden av Jeløya i Oslofjorden – et område med bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og organiske miljøgifter. Dyrene ble akklimert i 21 dager, i vann fra 60 m dyp, på NIVAs marine forskningsstasjon på Solbergstrand.

3.4 Eksperimentelt oppsett

En detaljert beskrivelse av det eksperimentelle oppsettet er å finne hos Hylland (1996). Forsøket ble startet 11. oktober og avsluttet 8. november (totalt 28 døgn). En eksponeringstid på 28 døgn er anbefalt av Lee et al. (1991).

Testsedimentene (fra Fiskå, Hannevika og Marvika) og kontrollsedimentet ble homogenisert ved bruk av en malingblander. Deretter ble testsedimentene fortynnet med kontrollsediment 1:1 (v:v) og homogenisert igjen. Dette ble gjort fordi en vurdering av testsedimentene tilsa at det var fare for at testorganismene kunne dø dersom de skulle oppholde seg 28 døgn i uforynnet sediment.

Prøver av kontrollsediment og (fortynnet) testsediment ble tatt ut til kjemiske analyser (se nedenfor) før sedimentene ble overført til glassakvarier (15 × 20 × 22 cm, 3 replikater av hver), tilkoblet vann fra 60 m dyp ved NIVAs marine forskningsstasjon Solbergstrand. Ca. 1,5 liter sediment ble tilsatt hvert av akvariene. Lik temperatur i alle akvariene gjennom hele forsøksperioden ble etablert ved bruk av vannbad (også med vann fra 60 m dyp).

Deretter ble organismene tilsatt (18 børstemark og 7 snegl i hvert akvarium). Etter 28 dagers eksponering ble dyrene silt ut og børstemarkene ble oppbevart i et begerglass med vann (fra 60 m dyp) i omtrent 6 timer (for å tømme eventuelle rester av sediment i tarmen). Sneglene ble tatt ut av husene sine. Deretter ble alle dyrene fordelt på prøveglass og frosset. Prøvene ble oppbevart nedfrost før analyse.

3.5 Kjemiske analyser

De kjemiske analysene ble utført på NIVAs laboratorium i henhold til standard prosedyre, med følgende unntak: Biologiske prøver (til PAH- og PCB-analyse) ble forsåpet før ekstraksjon, da de bestod av lite materiale og flere kjemiske parametre skulle bestemmes.

Da hvert akvarium er en eksperimentell enhet (unngår pseudoreplikasjon) ble alle individene av *Nereis* (børstemark) fra hvert akvarium slått sammen til én prøve før analyse. Alle individene av nettsnegl fra hvert sediment (3 akvarier) ble slått sammen før analyse (ingen replikasjon). Komponenter som det ble analysert for i sediment fra de ulike lokalitetene, samt i dyr som var eksponert for disse sedimentene, er presentert i Tabell 1.

Tabell 1. Komponenter som analyseres for i sediment (kontrollsediment og fortynnet sediment fra Fiskå, Hannevika og Marvika), samt i dyr som var eksponert for disse sedimentene. X angir om de aktuelle komponentene analyseres for i det aktuelle sedimentet/de aktuelle organismene.

	Kontroll	Fiskå	Hannevika	Marvika
Metaller¹	X		X	
PCB²	X			X
PAH³	X	X		X

¹ Arsen (As), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), kobber (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb), vanadium (V), sink (Zn).

² # -28, -52, -101, -118, -153, -138, -180.

³ Naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antrasen, fluoranten, pyren, benzo(a)antrasen, krysen/trifenylen, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3cd)pyren, dibenz(a,c/a,h)antrasen, benzo(ghi)perylen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten.

4. Resultater og diskusjon

Som et kvantitativt mål på bioakkumulering er det kalkulert forholdstall (ratioer) mellom sediment/dyr fra de ulike lokalitetene og kontrollsediment/-dyr (Tabell 2, Tabell 3 og Tabell 4). Høye forholdstall i dyr indikerer stor grad av bioakkumulering av den aktuelle komponenten fra det aktuelle sedimentet. Konsentrasjoner av de ulike komponentene, som akkumulerte i organismene som ble eksponert for sediment fra de ulike lokalitetene (sammenliknet med kontroll), er illustrert i Figur 2, Figur 3, Figur 4 og Figur 5.

Resultatene viser at metaller i Hannevika-sediment, PCB i Marvika-sediment og PAH i Fiskå- og Marvika-sediment er tilgjengelig for opptak i børstemarken *Nereis diversicolor* og i nettsnegl, *Hinia (Nassarius) reticulata* (Figur 2, Figur 3, Figur 4, Figur 5, Tabell 2, Tabell 3, Tabell 4). Børstemark eksponert for Hannevika-sediment akkumulerte > 650 ganger så høye konsentrasjoner av nikkel som børstemark eksponert for kontrollsediment (Tabell 2). Tilsvarende akkumulerte børstemark eksponert for Marvika-sediment > 9 ganger så høye konsentrasjoner av PCB-180 (Tabell 3) og > 35 ganger så høye konsentrasjoner av pyren (Tabell 4) som børstemark eksponert for kontrollsediment. Børstemark eksponert for Fiskå-sediment akkumulerte > 210 ganger så høye konsentrasjoner av pyren som børstemark eksponert for kontrollsediment (Tabell 4). Det var god overenstemmelse mellom replikate analyser av børstemark (Figur 2, Figur 3, Figur 4 og Figur 5).

Av Tabell 2 fremgår det også at det faktisk var større forskjell i kobolt-, nikkel-, bly- og vanadium-konsentrasjonene mellom børstemark eksponert for Hannevika-sediment og børstemark eksponert for kontroll-sediment, enn det var mellom konsentrasjonene i sedimentene, hvilket tyder på stor grad av bioakkumulering. Tilsvarende var det større forskjell i pyren-konsentrasjonene mellom børstemark eksponert for Fiskå-/Marvika-sediment og børstemark eksponert for kontrollsediment, enn det var mellom pyren-konsentrasjonene i Fiskå-/Marvika-sediment og kontrollsediment (Tabell 4).

Forskjellene i metall- og PCB-konsentrasjoner mellom børstemark eksponert for kontaminert sediment og børstemark eksponert for kontrollsediment var alltid større enn forskjellene i metall- og PCB-konsentrasjoner mellom snegl eksponert for kontaminert sediment og snegl eksponert for kontrollsediment (Tabell 2, Tabell 3), hvilket antyder artsspesifikk bioakkumulering. Dette kunne ikke observeres for alle PAH-forbindelsene (naftalen, fluoren, benzo(a)pyren og dibenz(a,c/a,h)antrasen). Dette kan skyldes en større kapasitet hos børstemark, enn hos snegl, til å metabolisere PAH-forbindelser.

Dersom en sammenlikner disse resultatene med tidligere undersøkelser, hvor det samme eksperimentelle oppsettet har vært benyttet, kan følgene nevnes: *Nereis diversicolor* eksponert for sediment fra Florvågen (Bergen) (Knutzen et al. 1995) akkumulerte PCB (Σ PCB₇) til 9 ganger bakgrunnsnivå. Dette korresponderer godt med funnene fra Marvika (Tabell 3), selv om Florvågen-sedimentet inneholdt 25 ganger høyere PCB-konsentrasjoner enn Marvika-sedimentet (fortynnet 1:1 v:v med kontrollsediment). Børstemark eksponert for Florvågen-sediment akkumulerte også PAH (sum) til 15 ganger bakgrunnsnivå. Dette er en bioakkumulering i størrelsesorden halvparten av hva som ble observert for mark eksponert for Fiskå-sediment (fortynnet 1:1 v:v med kontrollsediment) (Tabell 4), på tross av at Florvågen-sedimentet inneholdt noe høyere konsentrasjoner av PAH, enn det fortynnede Fiskå-sedimentet. Når det gjelder bioakkumulering av metaller, så korresponderer resultatene godt med tidligere undersøkelser av tilgjengeligheten av kobber (Cu) fra et notvaskeri (Johnsen et al. 1996). Den tidligere undersøkelsen viste at kobber akkumulerte nevneverdig i *Nereis*

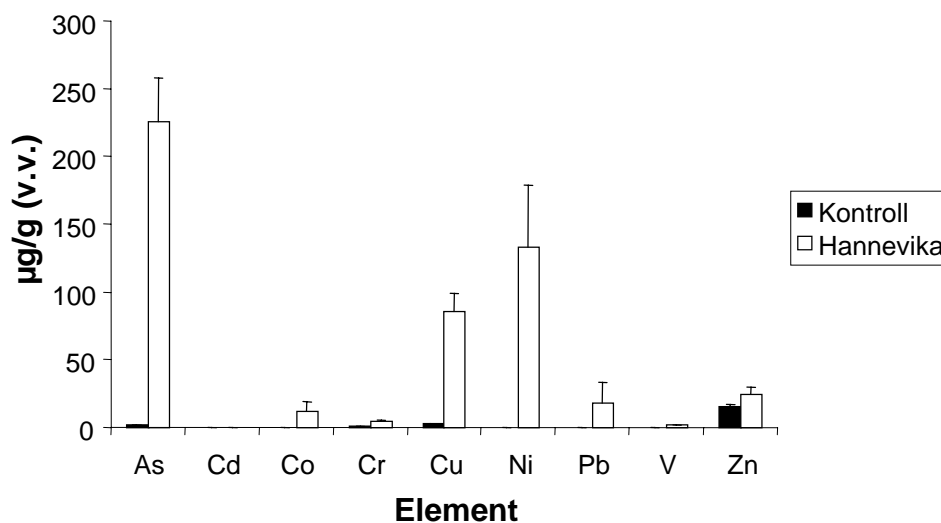
diversicolor, men ikke i nettsnegl. Sink akkumulerte ikke i noen av organismene. Tilsvarende fremkommer av Tabell 2.

Følgende konklusjon kan trekkes av det ovennevnte:

Metaller i Hannevika-sediment, PCB i Marvika-sediment og PAH i Fiskå- og Marvika-sediment er tilgjengelig for opptak i børstemarken *Nereis diversicolor* og i nettsnegl, *Hinia (Nassarius) reticulata*. Sedimentlevende evertebrater (som *Nereis* og *Hinia*) er den viktigste næringskilden for mange bunnlevende fisk. Miljøgiftene i sedimentene representerer derfor en stor risiko med hensyn på spredning fra sedimentene til fisk og andre organismer høyere i næringskjeden.

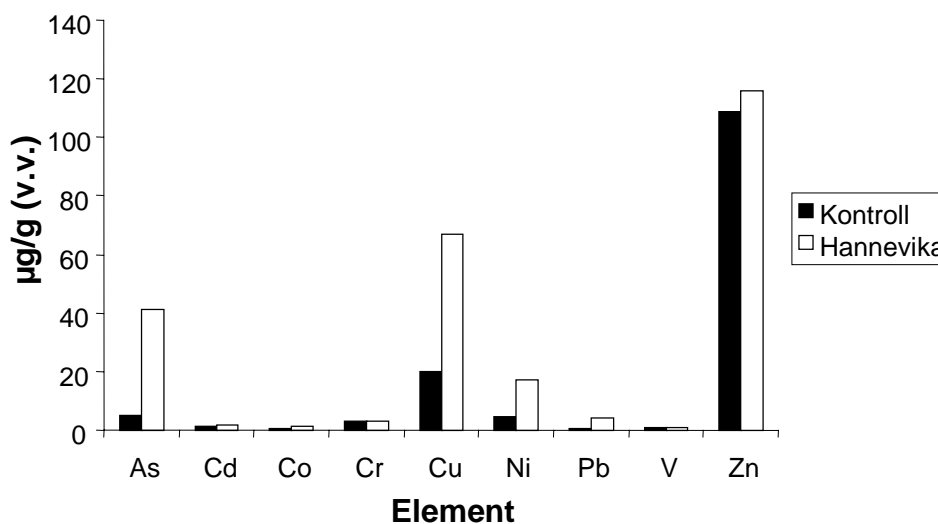
a.

Metaller i børstemark



b.

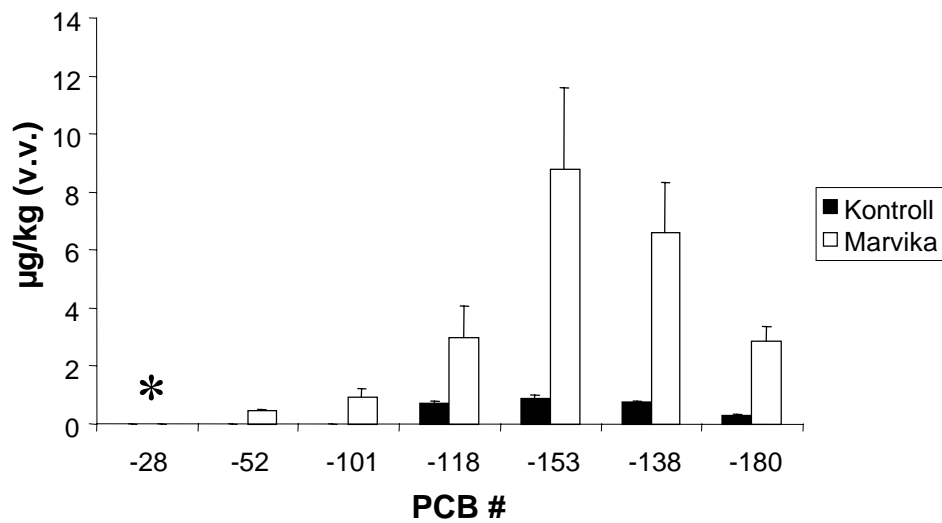
Metaller i snegl



Figur 2. Metallkonsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ våtvekt) i børstemark (a.), *Nereis diversicolor*, og nettsnegl (b.), *Hinia (Nassarius) reticulata*, som er eksponert for sediment fra Hannevika (fortynnet 1:1 v:v. med kontrollsediment) og for kontrollsediment. (Børstemark: $n=3$, standard avvik er indikert. Snegl: $n=1$). As = arsen, Cd = kadmium, Co = kobolt, Cr = krom, Cu = kobber, Ni = nikkel, Pb = bly, V = vanadium, Zn = sink.

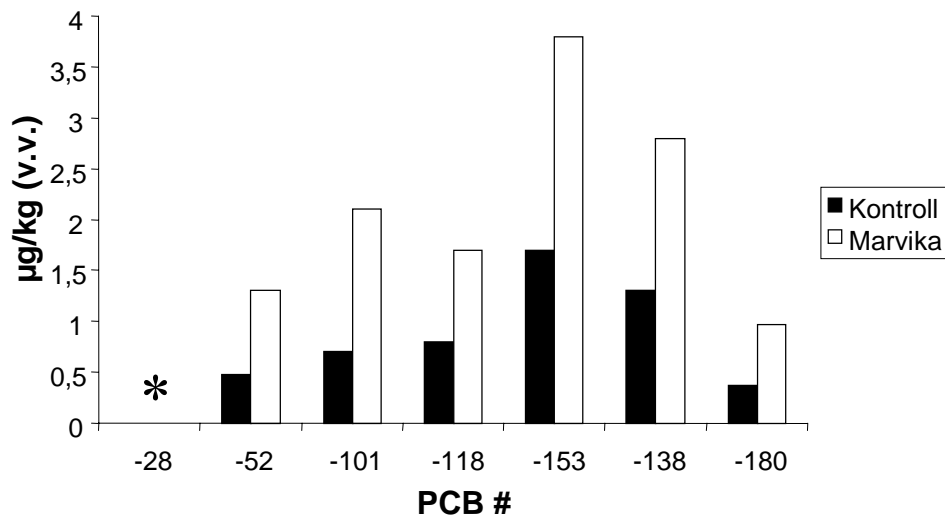
a.

PCB i børstemark



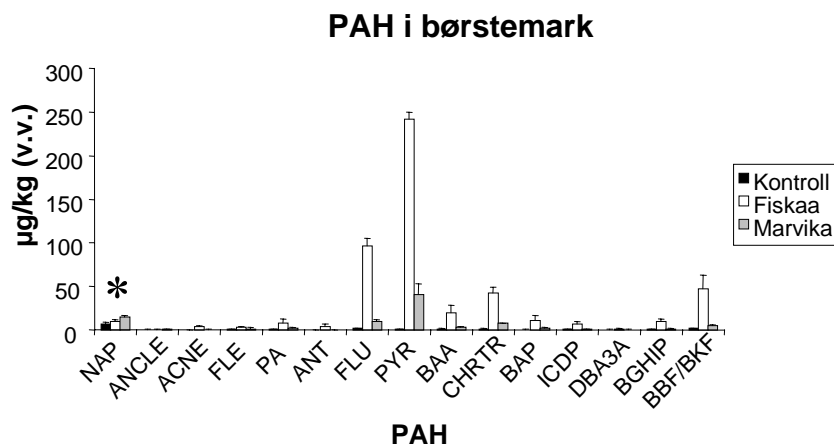
b.

PCB i snegl

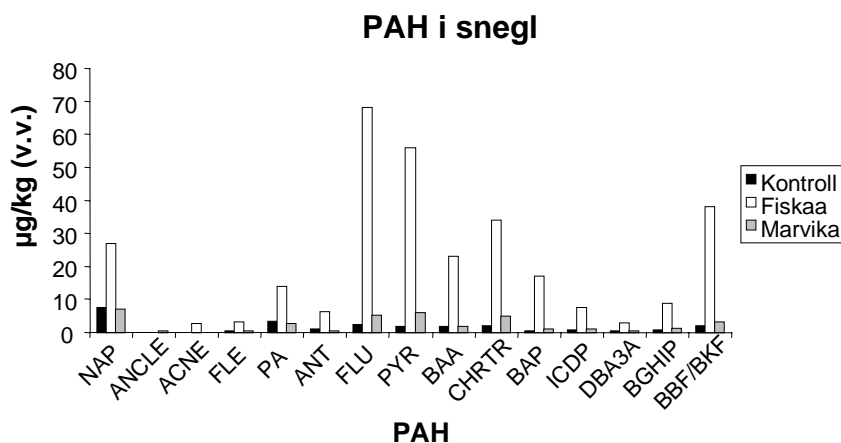


Figur 3. PCB-konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) i børstemark (a.), *Nereis diversicolor*, og nettsnegl (b.), *Hinia (Nassarius) reticulata*, som er eksponert for sediment fra Marvika (fortynnet 1:1 v:v. med kontrollsediment) og for kontrollsediment. (Børstemark: $n=3$, standard avvik er indikert. Snegl: $n=1$). * Under deteksjonsgrensen i kontroll. Ikke kvantifisert p.g.a. koelusjon i kromatogrammer for dyr eksponert for Marvika-sediment.

a.



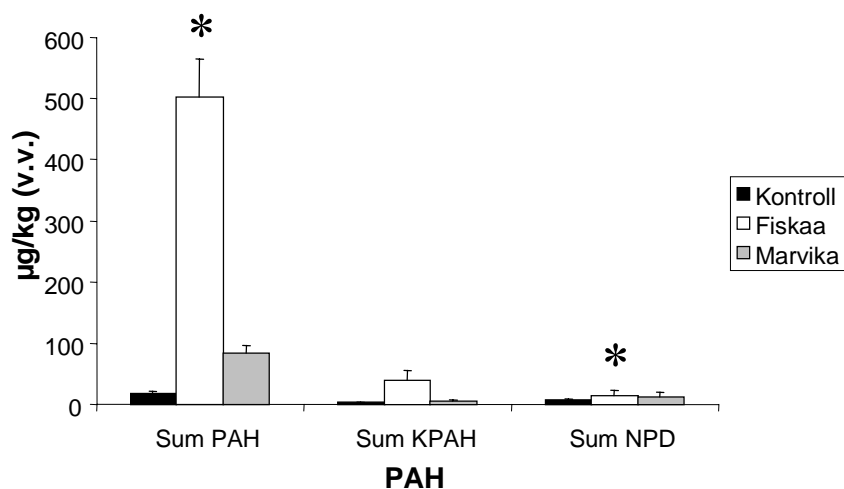
b.



Figur 4. PAH-konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) i børstemark (a.), *Nereis diversicolor*, og nettsnegl (b.), *Hinia (Nassarius) reticulata*, som er eksponert for sediment fra Fiskå, sediment fra Marvika (begge fortynnet 1:1 v.v. med kontrollsediment) og for kontroll-sediment. (Børstemark: $n=3$, standard avvik er indikert. Snegl: $n=1$). NAP = naftalen, ANCLE = acenaftylen, ACNE = acenaften, FLE = fluoren, PA = fenantren, ANT = antrasen, FLU = fluoranten, PYR = pyren, BAA = benzo(a)antrasen, CHRTR = krysen/trifenylen, BAP = benzo(a)pyren, ICDP = indeno(1,2,3cd)pyren, DBA3A = dibenz(a,c/a,h)antrasen, BGHIP = benzo(ghi)perylen, BBF = benzo(b)fluoranten, BKF = benzo(k)fluoranten* Ikke kvantifisert i én prøve fra Fiskå og én fra Marvika.

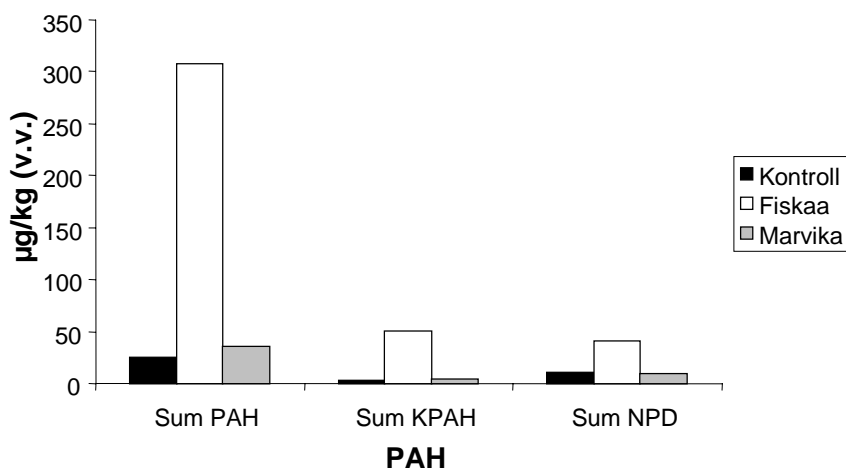
a.

PAH-summer i børstemark



b.

PAH-summer i snegl



Figur 5. PAH-sum-konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) i børstemark (a.), *Nereis diversicolor*, og nettsnegl (b.), *Hinia (Nassarius) reticulata*, som er eksponert for sediment fra Fiskå, sediment fra Marvika (begge fortynnet 1:1 v:v. med kontrollsediment) og for kontroll-sediment. (Børstemark: $n=3$, standard avvik er indikert. Snegl: $n=1$). Sum PAH = sum av alle PAHer (se Figur 4), Sum KPAH = sum av "kreftfremkallende PAHer" (benzo(a)antrasen, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3cd)pyren og dibenz(a,c/a,h)antrasen), Sum NPD = sum av naftalen og fenantren. * Naftalen ble ikke kvantifisert i én prøve fra Fiskå og én fra Marvika.

Tabell 2. Metallkonsentrasjonsratioer (forholdstall) mellom sediment fra Hannevika (fortynnet 1:1 v:v. med kontrollsediment) og kontrollsediment, og mellom dyr (børstemark, *Nereis diversicolor*, og nettsnegl, *Hinia (Nassarius) reticulata*) som er eksponert for Hannevika-sediment (fortynnet 1:1 v:v. med kontrollsediment) og dyr som er eksponert for kontrollsediment. As = arsen, Cd = kadmium, Co = kobolt, Cr = krom, Cu = kobber, Ni = nikkel, Pb = bly, V = vanadium, Zn = sink.

	Ratio metall-konsentrasjoner:		
	SEDIMENT	Hannevika:Kontroll BØRSTEMARK	SNEGL
As	1735,8	141,0	8,5
Cd	2,9	2,7	1,3
Co	52,5	72,4	5,2
Cr	11,8	10,1	1,1
Cu	611,9	34,9	3,4
Ni	338,7	655,7	3,6
Pb	146,4	338,8	15,0
V	2,1	11,4	0,8
Zn	4,0	1,6	1,1

Tabell 3. PCB-konsentrasjonsratioer (forholdstall) mellom sediment fra Marvika (fortynnet 1:1 v:v. med kontrollsediment) og kontrollsediment, og mellom dyr (børstemark, *Nereis diversicolor*, og nettsnegl, *Hinia (Nassarius) reticulata*) som er eksponert for Marvika-sediment (fortynnet 1:1 v:v. med kontrollsediment) og dyr som er eksponert for kontrollsediment.

	Ratio PCB-konsentrasjoner:		
	SEDIMENT	Marvika:Kontroll BØRSTEMARK	SNEGL
PCB-28	- ¹	- ²	- ²
PCB-52	- ¹	- ¹	2,7
PCB-101	- ¹	- ¹	3,0
PCB-118	- ¹	4,1	2,1
PCB-153	- ¹	9,7	2,2
PCB-138	- ¹	8,7	2,2
PCB-180	- ¹	9,8	2,6
ΣPCB	- ¹	8,4	2,4

¹ Ikke detektert i kontroll.

² Ikke kvantifisert (p.g.a. koelusjon).

Tabell 4. PAH-konsentrasjonsratioer (forholdstall) mellom sediment fra Fiskå (fortynnet 1:1 v:v. med kontrollsediment) og kontrollsediment, mellom sediment fra Marvika (fortynnet 1:1 v:v. med kontrollsediment) og kontrollsediment, og mellom dyr (børstemark, *Nereis diversicolor*, og nettsnegl, *Hinia (Nassarius) reticulata*) som er eksponert for Fiskå-/Marvika-sediment (fortynnet 1:1 v:v. med kontrollsediment) og dyr som er eksponert for kontrollsediment. NAP = naftalen, ANCLE = acenaftylen, ACNE = acenaften, FLE = fluoren, PA = fenantren, ANT = antrasen, FLU = fluoranten, PYR = pyren, BAA = benzo(a)antrasen, CHRTR = krysen/trifenylene, BAP = benzo(a)pyren, ICDP = indeno(1,2,3cd)pyren, DBA3A = dibenz(a,c/a,h)antrasen, BGHIP = benzo(ghi)perylene, BBF = benzo(b)fluoranten, BKF = benzo(k)fluoranten, Sum PAH = sum av alle PAHer, Sum KPAH = sum av "kreftfremkallende PAHer" (benzo(a)antrasen, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3cd)pyren og dibenz(a,c/a,h)antrasen), Sum NPD = sum av naftalen og fenantren.

	Fiskå:Kontroll			Marvika:Kontroll		
	SED.	MARK	SNEGL	SED.	MARK	SNEGL
NAP	76,3	1,4*	3,6	4,8	2,1*	0,9
ANCLE	18,0	0,9	- ¹	4,0	1,1	- ¹
ACNE	- ¹	- ¹	- ¹	- ¹	- ¹	- ¹
FLE	489,5	5,4	6,2	12,5	2,3	1,0
PA	262,8	9,3	4,1	4,9	2,8	0,8
ANT	188,7	- ¹	6,2	3,7	- ¹	0,6
FLU	99,2	64,0	28,3	2,0	6,4	2,2
PYR	97,4	213,5	32,9	2,7	35,6	3,5
BAA	145,9	14,4	13,5	2,0	2,0	1,1
CHRTR	77,8	34,1	17,0	2,2	6,2	2,5
BAP	123,5	27,8	28,3	2,5	4,7	1,7
ICDP	175,9	11,9	9,5	3,9	1,7	1,3
DBA3A	165,6	2,9	5,6	3,4	0,6	1,2
BGHIP	105,3	15,6	9,9	3,5	2,3	1,4
BBF/BKF	116,5	27,5	17,3	3,1	2,8	1,4
Sum PAH	119,7	28,3*	12,2	2,8	4,7*	1,4
Sum KPAH	142,1	14,4	14,0	2,5	2,2	1,2
Sum NPD	188,2	1,8*	3,7	4,9	1,5*	0,9

¹ Ikke detektert i kontroll.

* NAP ikke kvantifisert i én Fiskå-eksponert og én Marvika-eksponert prøve.

5. Referanser

- Bakke T, Næs K, Moy F, Rygg B, Håvardstun J og Tveiten L. 2000. Kartlegging av sjøsedimentene ved Marvika marinebase. NIVA-rapport lnr 4260.
- Fowler SW, Polikarpow GG, Elder DL, Parsi P og Villeneuve JP. 1978. Polychlorinated biphenyls: accumulation from contaminated sediments and water by the polychaete *Nereis diversicolor*. Mar Biol 48:303-309.
- Goerke H. 1971. Die Ernährungsweise der *Nereis*-Arten (Polychaeta, Nereidae) der deutschen Küsten. Veröff Inst Meeresforsch Bremerh 13:1-50.
- Goerke H. 1984. Testing the fate of xenobiotics in *Nereis diversicolor* and *Nereis virens* (Polychaeta). In G Persoone, E Jaspers & C Claus (Eds.), Ecotoxicological testing for the marine environment. pp 53-66.
- Hylland K. 1996. Bioakkumulering av miljøgifter fra marine sediment – etablering av et test-system. NIVA-rapport lnr 3537.
- Johnsen TM, Schaanning M og Hylland K. 1996. Kobberbelastning i forbindelse med vasking og impregnering av fiskenøter. NIVA-rapport lnr 3483.
- Knutzen J, Skei J, Johnsen TM, Hylland K, Klungsøyr J og Schlabach M. 1995. Miljøgiftundersøkelser i Byfjorden/Bergen og tilliggende fjordområder. Fase 2. Observasjoner i 1994. NIVA-rapport lnr 3351.
- Lee H, Boese BL, Pelletier J, Winsor M, Specht DT og Randall RC. 1991. Guidance manual: bedded sediment bioaccumulation tests. EPA/600/x-89/302.
- Næs K og Rygg B. 2001. Tiltaksplan for opprydding i forurensede sedimenter i Kristiansandsfjorden. Kartlegging av konsentrasjoner i sedimentet i 2001 samt kartfremstilling av resultater fra tidligere undersøkelser. NIVA-rapport lnr 4371.
- Ruus A. 2001. Disposition of organochlorine contaminants within marine food webs. Dr. scient. thesis. Universitetet i Oslo.
- Skei J, og Andersen L. 1996. Nedbryting av DDT i sedimenter og bioakkumulering i sedimentlevende dyr. NIVA-rapport lnr 3531.

Vedlegg 2

Økologiske effekter av forurensede sedimenter i Kristiansand havn

Frode Olsgard, Eivind Oug og Brage Rygg, NIVA

Innhold

Sammendrag.....	40
1. Innledning.....	41
1.1 Bakgrunn	41
1.2 Målsetning	41
1.3 Undersøkellesområdet.....	41
1.4 Tidligere undersøkelser	42
1.5 Forurensingstilførsler	42
2. Materiale og metoder	44
2.1 Stasjonsvalg.....	44
2.2 Prøvetaking.....	44
2.3 Tallbehandling.....	45
3. Resultater	47
3.1 Visuell beskrivelse av sedimentene.....	47
3.2 Innhold av miljøgifter i sedimentene.....	48
3.3 Bløtbunnsfauna innsamlet med grabb	50
3.3.1 Antall arter, artssammensetning, individer og diversitet.....	50
3.3.2 Gruppering av stasjoner utfra faunasammensetning	52
3.3.3 Sammenheng mellom fauna og målte miljøvariable	54
3.3.4 Funksjonelle forandringer i bunnfauna langs gradienter i miljøgifter.....	55
3.4 Bløtbunnsfauna innsamlet med slede	58
4. Diskusjon.....	60
4.1 Bunnsedimenter	60
4.2 Bunnfauna	61
4.2.1 Bunnfauna og miljøgifter	61
4.2.2 Funksjon og næring for fisk	62
4.2.3 Sammenlikning med undersøkelser i 1977, 1983, 1990 og 1992.....	63
4.2.4 Sammenlikning med andre forurensede områder.....	64
5. Referanser.....	66
6. Vedlegg	68
Vedlegg 1. Posisjoner for prøvetaking, vind og bølgehøyde 23. oktober 2001	68
Vedlegg 2. Beskrivelse av diversitet og multivariate analyser.....	69
Vedlegg 3a. Sikterest i grabbprøver. Volum av sikterest og beskrivelse av sammensetning. .	75
Vedlegg 3b. Sikterest i sledeprøver. Volum av sikterest og beskrivelse av sammensetning...	76
Vedlegg 4. Fullstendig faunaliste for grabbprøver fra Kristiansandsfjorden 23. okt.	77
Vedlegg 5. De 10 tallmessig dominerende taxa pr. stasjon (0.1m ²).....	80
Vedlegg 6. Fullstendige resultater for prøver med bunnslede (Ockelmann-slede) i Kristiansandsfjorden 23. oktober 2001	83

Sammendrag

Det er behov for oppdatert informasjon om forurensningssituasjonen i Kristiansandsfjorden i forbindelse med planlegging av tiltak. Denne undersøkelsen beskriver bunnfauna i fjorden i relasjon til miljøgifter i bunnsedimentene. Undersøkelsen har hatt hovedvekt på områdene utenfor Falconbridge Nikkelverk og Elkem Fiskå verk i Vesterhavnen, som er betydelig forurensnet av henholdsvis metaller, HCB, PCB og tildels dioksin (Falconbridge) og PAH og HCB (Fiskå). I tillegg vurderes faunaen utenfor marinebasen i Marvika hvor sedimentene er forurensnet av TBT, PAH og PCB. Prøver av bunnfauna ble innsamlet med grabb og slede i indre del av Kristiansandsfjorden i oktober 2001. Antall arter, individer, diversitet og mønstre i faunasammensetning er beskrevet og sammenholdt med fordelingen av miljøgifter og naturlige miljøvariable som dyp og sedimentenes kornstørrelse, innhold av tørrstoff og organisk karbon. Videre er bunnfaunaens funksjon belyst ved å sammenholde forekomsten av artsgrupper med forskjellig næringsvalg og aktivitet til miljøgiftbelastningen. Det er også gjort en enkel vurdering av bunnfaunaens potensielle bidrag til å remobilisere miljøgifter fra bunnsedimentene og dens betydning som føde for fisk i fjorden.

Både ved Falconbridge Nikkelverk og Elkem Fiskå verk hadde bunnfaunaen redusert artsantall og diversitet i forhold til et kontrollområde utenfor Vesterhavnen. Særlig fattig var faunaen i Hanneviksbukta ved Falconbridge. Samlet sett var variasjoner i faunasammensetning i undersøkelsesområdet sterkest korrelert med forurensningen av metaller, HCB og dioksin i sedimentet. PAH og PCB og naturlige miljøvariable kunne i mindre grad forklare mønstre i faunasammensetning, men PAH var korrelert med bunnfaunamønstre ved Elkem Fiskå verk. I Marvika var bunnfaunaen lite påvirket av forurensning. I de mest forurensede delene av undersøkelsesområdet var det få arter av bunnfauna som i særlig grad kan gi omrøring (bioturbasjon) av bunnsedimentene. I disse områdene var det generelt lave forekomster av arter som er attraktive som fødeorganismer for bunnfisk (torsk og flyndre), men overføring av miljøgifter til fisk ved næringsopptak kan ikke utelukkes. Det er påvist en bedring i bunnfaunaen i indre deler av Kristiansandsfjorden i forhold til en større undersøkelse i 1983. I samme periode har det vært reduksjoner i utslipp av forurensende stoffer til området.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Det er behov for oppdatert informasjon om forurensningssituasjonen i Kristiansandsfjorden i forbindelse med planlegging av tiltak. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) foreslo ovenfor Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernveddelingen, å se nærmere på bioakkumulering av miljøgifter i Kristiansandsfjorden, økologiske effekter av forurensning i Kristiansand havn og stofftransport av forurensninger i havner, med vekt på Kristiansand havn. Til sammen har disse delprosjektene som mål å bedre det faglige beslutningsgrunnlaget for tiltak i Kristiansandsfjorden spesielt, men også havner generelt.

1.2 Målsetning

Denne rapporten omhandler økologiske effekter av forurensede sedimenter i Kristiansand havn med fokus på sammensetning og funksjon av bunnfauna på forurensede sedimenter. Det er nylig foretatt en større undersøkelse av miljøgifter i bunnsedimentene i havneområdet (Næs & Rygg 2001) som danner bakgrunn for undersøkelsen av fauna på sedimentene. Det er ikke gjennomført større undersøkelser av bløtbunnsfauna i Kristiansand havn siden 1983 (Rygg 1985a). Det ble derfor også sett på som vesentlig å oppdatere kunnskapen om faunaens tilstand i havneområdet før eventuell opprydding/tildekking av de mest forurensede sedimentene.

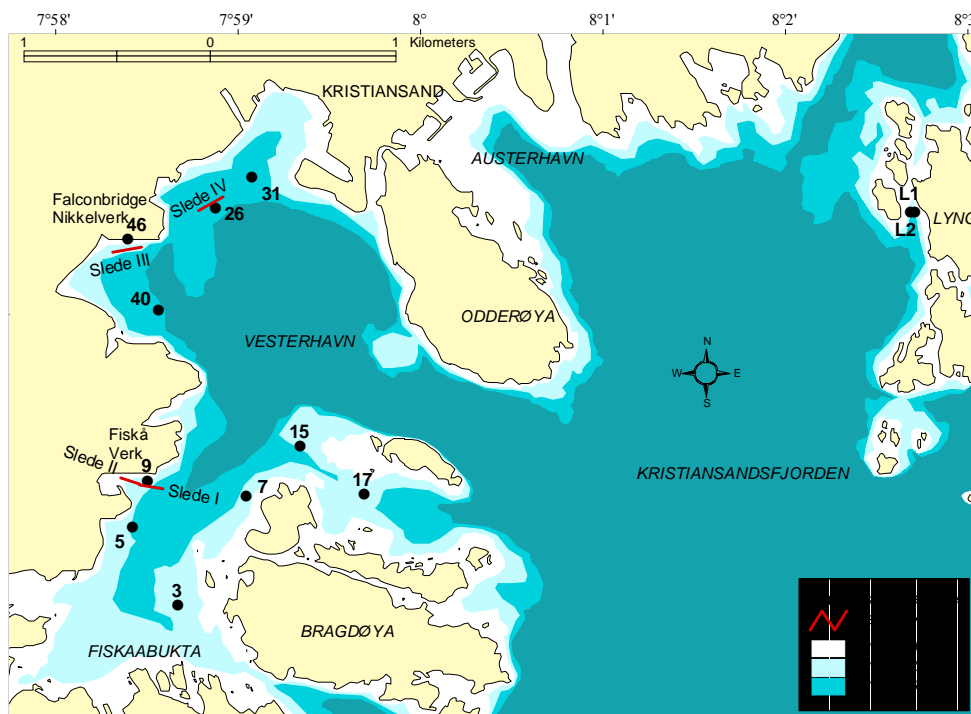
Forurensende stoffer i Kristiansand havn er særlig PAH, PCB, HCB og metaller fra industrivirksomhet ved Elkem Fiskå verk og Falconbridge Nikkelverk. Utenfor Marvika marinebase i Topdalsfjorden nordøst for Kristiansand havn er det påvist tildels sterk forurensning av metaller, TBT, PAH og PCB i bunnsedimentene. I denne rapporten er det gjort en vurdering av bunnfaunaens sammensetning i Kristiansand havn og i Marvika i forhold til sedimentenes innhold av miljøgifter. Videre er det for Kristiansandsfjorden gjort en enkel vurdering av bunnfaunaens potensielle bidrag til å remobilisere miljøgifter fra bunnsedimentene og dermed på nytt gjøre dem tilgjengelig for akvatiske organismer. Dette er viktig fordi tilførselen av forurensende stoffer til indre del av Kristiansandsfjorden har avtatt de senere årene. Bunnfaunaen vil derved med sin omrøring av sedimentene kunne bringe opp til overflaten mer forurensede sedimenter fra dypere lag og gjøre disse biologisk tilgjengelig.

1.3 Undersøkellesområdet

Kristiansandsfjorden (Figur 1) er en 260 m dyp fjord med åpen forbindelse til Skagerrak i sørøst. I vest er det forbindelse gjennom Vestergapet med dyp på ca. 40 m. Det sentrale havneområdet for Kristiansand, Vesterhavnen, har hovedinnløp mellom Odderøya og Dybingen. Østerhavnen øst for Odderøya har en åpen forbindelse til hovedfjorden og forbindelse innover til Topdalsfjorden.

Dypområdet i Kristiansandsfjorden strekker seg inn mot ytterenden av Odderøya og et stykke inn i Østerhavnen. Innover i Østerhavnen blir det gradvis grunnere. Sentralt i Vesterhavnen er bunndypet 35-40 m, mens dypet avtar til 15-20 m innover til Fiskåbukta.

Vannutskiftningen i Kristiansandsfjorden er god. Midlere oppholdstid for overflatevann synes å være 0.5-1.5 døgn for selve Kristiansandsfjorden og 1-2 døgn for Vesterhavnen og Fiskåbukta. Dypvannet skiftes ut over 1-2 uker (Molvær et al. 1986).



Figur 1. Stasjoner for prøvetaking med grabb og bunnslede i Kristiansandsfjorden.

1.4 Tidligere undersøkelser

Tidligere er det gjort en rekke undersøkelser i Kristiansandsfjorden som omfatter vannutskiftning, biologi og forurensninger. Det ble gjennomført en større basisundersøkelse i 1982-84 under Statlig program for forurensingsovervåking. Denne omfattet fourensingstilførsler, vannutskiftning og vannkvalitet, sedimentenes innhold av forurensninger, dyreliv på bløtbunn, plante- og dyreliv i strandsonen og på grunt vann og miljøgifter i organismer. Resultatene er sammenfattet av Molvær (1986).

Nyere relevante undersøkelser av biologi i Kristiansandsfjorden omfatter studier av organismer (hardbunn og bløtbunn) ved Bredalsholmen renseanlegg og i Fiskåbukta (Oug & Moy 1991), undersøkelser av hardbunnorganismer og bløtbunnfauna ved Odderøya, i Vesterhavn og i Korsvikfjorden (Oug et al. 1994) og studier av bløtbunnsfauna i Østerhavn og dypere områder av Kristiansandsfjorden (Oug & Helland 1995).

Kartlegging av biologi og sedimentkjemi ved marinens base i Marvika ble gjennomført i 1999 (Bakke et al. 2000). Data fra undersøkelsen er velvillig stilt til disposisjon av Forsvarets Bygningstjeneste ved overing. Egil Danielsen.

1.5 Forurensningstilførsler

Kristiansandsfjorden mottar utslipp fra industri og kommunalt avløpsvann. Tunge industriutslipp over mange år har ført til at det er spesielt høye konsentrasjoner av organiske miljøgifter og metaller i Vesterhavnen og Fiskåbukta (Næs 1985, Molvær 1986, Knutzen et

al. 1991, Næs & Rygg 2001). Kommunalt avløpsvann, som tidligere ble sluppet ut i Vesterhavn og Østerhavn, ledes nå til renseanlegg på Odderøya og Bredalsholmen syd for Bragdøya.

2. Materiale og metoder

2.1 Stasjonsvalg

Det ble valgt å konsentrere prøvetakingen innen to klart forurensede områder, nemlig utenfor Falconbridge Nikkelverk og Elkem Fiskå verk i Vesterhavn (Figur 1). Hovedforurensingen utenfor Falconbridge er metaller, HCB, PCB og tildels dioksin (målt som dioksin-ekvivalenter), mens utenfor Elkem er hovedforurensingen PAH og HCB. I tillegg var det ønskelig å vurdere forurensningsforholdene utenfor marinebasen i Marvika.

Hovedforurensingen der er metaller, TBT, PAH og PCB. Det ble gjort en omfattende undersøkelse av bunnsedimenter og bunnfauna i Marvika i desember 1999 (Bakke et al. 2000) og det ble derfor valgt å benytte eksisterende data for dette området og heller konsentrere innsamling av nye prøver til områdene utenfor Falconbrigde og Elkem. I tillegg ble det tatt prøver i et referanseområde ved Lyngøy i Randesund i østre del av Kristiansandsfjorden.

Prøvetakingsstasjonene i Vesterhavn ble valgt med utgangspunkt i undersøkelsen av miljøgifter i sedimenter i Kristiansandsfjorden (Næs & Rygg 2001). Stasjonene ble valgt på samme posisjoner og slik at de i hvert område dekket en gradient i forurensningsnivå. Samtidig ble stasjonene plassert i samme dyp og samme sedimenttype, så langt dette var mulig. I hvert område ble det valgt fem stasjoner, for Fiskå verk st. 3, 5, 7, 9, 17, for Falconbridge nikkelverk st. 15, 26, 31, 40, 46. Det ble tatt en grabbprøve (0.1 m²) pr. stasjon. En grabbprøve pr. stasjon er lite, men utifra budsjett og problemstillinger ble det valgt å heller dekke et større område enn å gjennomføre en grundig kartlegging på noen få stasjoner. Prøvene nærmest verkene ble tatt like utenfor kai og i samme posisjon som sedimenter til eksperimentelle undersøkelser av miljøgiftakkumulering i organismer (Delprosjekt 1). Lokalisering av stasjonene er vist på kart i Figur 1.

I Marvika var det ikke helt sammenfallende stasjoner for fauna og sedimenter. Ved analysene er derfor nærmeste sedimentstasjon (omtrent samme posisjon og dyp) benyttet som grunnlag for sammenligning med fauna.

Referanseområdet ble valgt nær stasjon K5 fra tidligere undersøkelser i Kristiansandsfjorden (Oug et al. 1994). Denne stasjonen ble undersøkt i 1983 og 1993 og hadde begge ganger en rik fauna og meget god tilstand.

2.2 Prøvetaking

Feltarbeidet ble foretatt 23. oktober 2001. Ved prøvetakingen ble kystoppsynets fartøy 'Munin' benyttet. Mannskap ombord var Lars Flingtorp og Jon-Christian Sørensen. Fra NIVA deltok Eivind Oug og Liv Bente Skancke. Prøvetakingen ble gjennomført i henhold til prosjektbudsjett og prøvetakingsplan utarbeidet i samråd med øvrige prosjektgrupper.

Kvantitative prøver ble innsamlet med en 0.1 m² van Veen grabb. De samme stasjonsnumrene som i sedimentundersøkelsen i 2001 ble benyttet (Næs & Rygg 2001). Det var noen mindre avvik i posisjon eller dyp i forhold til stasjonsposisjonene gitt i rapporten fra sedimentundersøkelsen. I referanseområdet (Lyngøy) ble det tatt to parallelle grabbprøver (tilsammen 0.2 m²).

Kvalitative prøver for undersøkelse av større arter ble innsamlet med en forlenget Ockelmann-slede (Sneli-slede). I hvert område (Falconbridge, Fiskå) ble det tatt to sledeprøver i forskjellig dyp. Grunneste prøve ble tatt like utenfor kai. Sleden ble trukket med ca. 1 knop hastighet i 4-6 minutter. Posisjoner for stasjonene og vind og bølgehøyde i løpet av prøveinnsamlingen er gitt i Vedlegg 1.

Alle kvantitative prøver ble siktet på 5 mm og 1 mm sikter og sikteresten ble konservert i 4-6 % bufret formaldehydløsning. I de fleste prøvene var det forholdsvis mye grovmateriale (> 1 mm) tilstede. Sledprøvene ble siktet på 5 mm sikt og sikteresten konservert. Alle prøvene ble i felt karakterisert visuelt med hensyn på farge, sjiktning, lukt og synlige objekter.

Prøvene ble tatt i tidsrommet kl. 10-18. Under prøvetakingen var det frisk bris til liten kuling fra nordøst ved start, etterhvert avtagende til lett bris. Det var skyet vær med tiltagende regn, temperatur 12-14 °C. Det var lite sjø. Prøvetakingen foreløp uten spesielle problemer.

Ved opparbeiding av faunaprøvene i laboratoriet ble dyrene sortert fra siktematerialet, identifisert og talt.

2.3 Tallbehandling

På grunnlag av antall og fordeling av arter og individer på hver enkelt stasjon ble det utført statistiske og matematiske analyser for vurdering av faunasammensetning og forurensningsgrad.

Diversitet er beregnet ved Shannon-Wieners diversitetsindeks H' (Shannon & Weaver 1963) og Hurlberts diversitet ES_{100} (Hurlbert 1971), mens jevnhet ble beregnet ved Pielou's "evenness" J' (Pielou 1966). Indeksene er nærmere beskrevet i Vedlegg 2.

Vanlig forekommende arter på bløtbunn i norske fjorder er blitt klassifisert etter ømfintlighet overfor forurensning og gitt en artsindeks (AI) for å angi grad av forstyrrelse (Rygg 1985b; Rygg 1995). Ut fra disse kriteriene ble artsindeks og prosentandel ømfintlige arter for stasjonene i Kristiansandsfjorden beregnet.

Faunalikhet mellom stasjoner ble undersøkt med Bray-Curtis likhetsindeks (Bray & Curtis 1957) etter enkel-kvadratrottransformasjon. Den resulterende likhetsmatrisen ble videre benyttet i multivariate metoder for å gruppere stasjoner utifra faunasammensetning. Disse metodene er hierarkisk, agglomerativ klassifikasjon med group-average sorting (Lance & Williams 1967) og ordinasjon som ble utført med 'non-metric Multi-Dimensional Scaling', MDS (Kruskal 1964). I MDS-ordinasjonen er stress beregnet etter Kruskals stressformel I (Kruskal & Wish 1978). Stress angir hvor godt det to-dimensjonale ordinasjonsplottet klarer å angi likhetene mellom stasjonene i datasettet.

Ordinasjon av transformerte (\log_{10}) og normaliserte miljøvariable ble utført ved hjelp av Principal Component Analysis, PCA. For å ekstrahere de antatt viktigste forklarende miljøvariablene i relasjon til mønstre i faunautbredelse ble rank-korrelasjoner mellom PCA og MDS ordinasjoner utført med programmet BIOENV (Clarke & Ainsworth 1993). I denne analysen benyttes 'weighted' Spearman rank-korrelasjoner (r_s) mellom den resulterende likhetsmatrisen som MDS-ordinasjonen bygger på og den korrelasjonsbaserte PCA-analysen av miljøvariable. Den miljøvariablen eller kombinasjoner av miljøvariabler som gir den høyeste rank-korrelasjonen (r_s -verdien) er antatt å være de viktigste forklarende variablene og

dermed å representere de variable som har størst innvirkning på faunasammensetningen i de undersøkte områdene.

Klassifikasjon, MDS-ordinasjon og BIOENV ble utført med programpakken PRIMER (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research). PCA-ordinasjon ble også utført med programpakken CANOCO.

3. Resultater

Mesteparten av resultatene som presenteres vil omhandle stasjonene i Kristiansand havneområde. Data fra Marvika vil inkluderes der det gjøres sammenlikninger mellom områdene og sammenheng mellom fauna og miljøgifter i bunnsedimentene vurderes.

3.1 Visuell beskrivelse av sedimentene

Alle prøvene ble i felt karakterisert visuelt med hensyn på farge, sjiktning, lukt og synlige objekter. Dette er angitt i Tabell 1. I laboratoriet ble volumet av sikteresten både i grabbprøver og sledetrek notert og sikteresten ble beskrevet. Beskrivelsen er gitt i Vedlegg 3a & 3b.

Tabell 1. Visuelle observasjoner av bunnsedimenter i Kristiansandsfjorden 23. oktober 2001. Prøvene ble tatt med 0.1 m² van Veen bunngrabb og bunnslede (Ockelmannslede). På hver lokalitet ble det tatt ett hugg med grabb eller ett sledetrek.

St.	Lokalitet	Dyp (m)	Fyll-grad	Sedimentbeskrivelse
03	Bragdøya	16.5	1:1	Grå silt med lyst brunt topplag. Lys grå tørr leire i bunnen. Ingen lukt.
05	Lumber	19.5	1:1	Leiraktig grå silt med tynt brunt topplag. Leire i bunnen. To bomskudd før god prøve på grunn av større treflis. Ingen lukt.
07	Svensholmen	17.5	2:3	Mørk grå sandig silt med lys brunt topplag. Endel grus og småstein i prøven. Ingen lukt.
09	Fiskå verk kai	16.5	1:1	Mørk grå leirholdig silt, ca. 1 cm gråbrunt topplag. Litt grus og stein, treflis, koksbiten og noen større skjell. Svak lukt av hydrogensulfid.
15	Kirkeboen	21	2:3	Grå silt med lyst gråbrunt topplag. Lys leire i bunnen. Sand og småstein. Ingen lukt.
17	Dybingen	19	2:3	Mørk grå silt med brunt topplag. Ingen lukt
26	Kolsdalsbukta	29	1:1	Mørk grå til sort silt med tynt brungrønt topplag. Noen røde striper i sedimentet (?industrislam). Svak gjørmeaktig lukt.
31	Lagmannsholmen	27.5	3:4	Mørk grå sandig silt med 1 cm sandig brunt topplag. Ingen lukt.
40	Myrbukta	28	1:1	Bløt mørk grå til sort mudder med tynt rødbrunt topplag. Svak gjørmeaktig lukt av sedimentet.
46	Falconbridge kai	14.5	1:1	Flere sjikt, tynt rødbrunt topplag over 3-4 cm sort silt, under dette rødorange industrislam, sort sjikt i bunnen. Døde blåskjell og småstein i topplaget. Ingen lukt.
Lyng I	Lyngøy	21.5	2:3	Lys grå sandig silt med lyst gråbrunt topplag. Endel finfordelte skjellrester. Slangestjerner og børstemark. Ingen lukt
Lyng II	Lyngøy	19	1:2	(som prøve I)
Slede I	Utenfor Fiskå verk	24-15	full pose	Slam og leire, grå og sort. Trekk 6 min.
Slede II	Fiskå verk kai	15-9	full pose	Mørk slam og leire. Trekk 4 min.
Slede III	Falconbridge kai	23-16	full slede	Rødorange industrislam, noe felter med sort slam. Trekk 4 min.
Slede IV	Kolsdalsbukta	28-29	nesten full pose	Mørk slam. Sleden fast i bunnen etter 4-5 min og trekket avbrutt.

3.2 Innhold av miljøgifter i sedimentene

I Tabell 2 er det vist en oversikt over forurensningene i de tre valgte undersøkelsesområdene. Forurensningsnivåene er, med få unntak, i tilstandsklasse IV (sterkt forurenset) og V (meget sterkt forurenset) i henhold til SFTs klassifisering av bunnsedimenter.

Tabell 2. Oversikt over de mest forurensende stoffer, konsentrasjoner og klassifisering av bunnsedimenter fra områdene ved Falconbridge Nikkelverk, Fiskå Verk og i Marvika. Tilstandsklassene er i henhold til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet (Molvær et al. 1997).

Område	Parameter	Maksimum konsentrasjon (tørrvekt)	Tilstands-klasse	Undersøkelse
Falconbridge:	Nikkel (Ni)	10056 mg/kg	V	Næs & Rygg (2001)
	PAH	9182 µg/kg	IV	
	HCB	200 µg/kg	V	
	PCB	62,7 µg/kg	III	
Elkem Fiskå:	Nikkel (Ni)	833 mg/kg	IV	Næs & Rygg (2001)
	PAH	288587 µg/kg	V	
	HCB	33,0 µg/kg	IV	
	PCB	22,7 µg/kg	II	
Marvika:	Nikkel (Ni)	50 mg/kg	II	Bakke et al. (2000)
	PAH	114920 µg/kg	V	
	PCB	1221 µg/kg	V	

Tabell 3 viser nivåer for de viktigste miljøgiftene og endel målte miljøvariable på stasjonene som inngår i undersøkelsen. Det fremgår av tabellen at det var spesielt mye PAH i sedimentene ved Fiskå verk og i Marvika, høye konsentrasjoner av nikkel utenfor Falconbridge Nikkelverk og i Fiskå-området, mens det var tydelig forhøyede konsentrasjoner av PCB både ved Fiskå, ved Falconbridge og i Marvika.

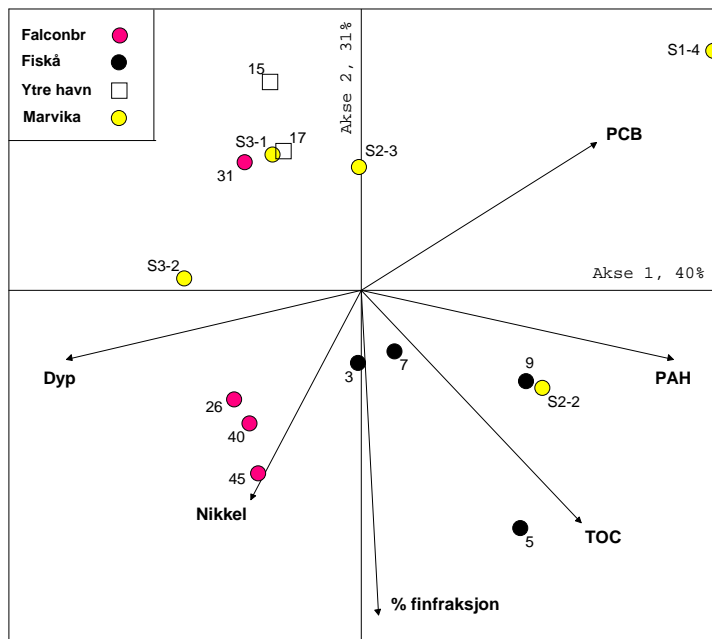
Tabell 3. Målte miljøparametre på stasjoner i Kristiansandsfjorden og Marvika. For Marvika er data fra sedimentstasjon nærmest bunnfaunastasjon benyttet. Sedimentparametre er for de øvre 0-2 cm av sedimentet.

Område	Stasjon	Stasjonsbetegnelse i Figur 2	Dyp, m	<63 µm (%)	TOC (mg/g)	ΣPAH (µg/kg)	Ni (mg/kg)	ΣPCB (µg/kg)	Dioksin-ekv. (ng/kg)
Fiskå	17	17	19	41	12.2	2627	89.1	0.64	0.262
	03	3	17.5	70	44.3	16485	524	17.7	0.271
	09	9	16	58	74.7	91487	255	22.7	0.269
	07	7	15.5	59	57.2	24853	833	16.3	0.293
	05	5	18	77	113	54776	464	104.1	0.272
Falcon-bridge	15	15	21	28	8.4	2856	40	56.1	0.261
	31	31	27	35	21	6601	231	29.5	0.263
	26	26	29	66	39.1	7306	1462	28.4	0.419
	40	40	27.5	60	49	9335	2212	22.9	0.865
	46 ¹⁾	46	22	61	48.3	6277	3497	25.7	
Marvika	B3-3	S3-2	35	61	18.1	1800	21	21	-
	B2-2	S3-1	21	42	12.4	2900	21	15	-
	B1-3	S2-3	13	44	24.4	8600	17	47	-
	B1-2	S1-4	7	28	59.2	82000	40	1221	-
	B1-1	S2-2	12	76	41.3	110000	58	21	-

1) data fra st. 45 i Næs & Rygg (2001) er benyttet, st. 46 ble ikke analysert

-: ikke målt

Stasjonene for bløtbunnsfauna var planlagt langs gradienter i forurensning. For å se om det var reelle gradienter i forurensning i de områdene hvor det ble samlet inn bløtbunnsfauna er det gjort en PCA-ordinasjonsanalyse av data i Tabell 3 over (unntatt dioksin-ekvivalenter). Resultatene av ordinasjonen er vist i Figur 2.



Figur 2. PCA-ordinasjon av miljødata angitt i Tabell 3 over. Sedimentparametre og miljøgifter er representert ved vektorer som peker i retning av økende verdier. Stasjonene er markert med punkter hvor beliggenheten vil markere stasjonenes hovedkarakteristikk med hensyn på sedimenter og miljøgifter.

Prosentvis forklart variasjon langs x-aksen var 40% og langs y-aksen 31%, dvs. at det to-dimensjonale PCA-plottet forklarer 71% av totalvariasjonen i data. Figuren illustrerer gradientene i miljøgifter og sedimentforhold i undersøkelsesområdene. Stasjonene ved Falconbridge ligger parallelt med y-aksen (inkludert st. 15 og 17 i ytre fjord) på en gradient med økende verdier for nikkel og økende finfraksjon (mer finkornet sediment). Stasjonene ved Fiskå ligger på skrå ned mot høyre på en gradient med økende verdier for PAH og TOC. Stasjonene i Marvika er mer spredd, men ligger i hovedsak på en gradient for PCB og PAH fra dypt mot grunt vann. Stasjon S1-4 i Marvika plasseres langt ut til siden på grunn av en spesielt høy verdi for PCB.

3.3 Bløtbunnsfauna innsamlet med grabb

3.3.1 Antall arter, artssammensetning, individer og diversitet

Antall arter pr. stasjon (0.1m^2) varierte mellom 10 og 77 (Tabell 4). Flest arter ble funnet på de to kontrollstasjonene ved Lyngøy, mens laveste antall arter ble påvist rett utenfor Falconbridge Nikkelverk (st. 46, 10 arter). Antall arter var også lavt på den andre stasjonen utenfor Falconbridge (st. 40) og på st. 26 i Kristiansand havn. Antall arter på stasjonene i Marvika var relativt høyt. Antall individer varierte mellom 36 og 954, den laveste individtettheten ble påvist utenfor Falconbridge (st. 46) og den høyeste utenfor Marvika (st. B1-1). Faunaens diversitet (mangfold) målt med Shannon-Wiener diversitetsindeks (H') varierte fra $H' = 1.68$ til 4.63, mens jevnhet (J') varierte fra $J' = 0.46$ til 0.82. Diversitet målt med Hurlbert's indeks varierte fra $ES_{100} = 9.51$ til 33.26. Vurdert i henhold til SFTs miljøkvalitetskriterier varierte tilstanden på stasjonene fra meget god (klasse I) til dårlig (klasse IV). Dårligste forhold ble påvist utenfor Falconbridge (st. 40) og i Kristiansand havn

(st.26). Artsindeksen varierte fra 3.97 til 7.05. Dårligst var st. 9 utenfor Fiskå Verk og st. 40 og 46 utenfor Falconbridge Nikkelverk.

Tabell 4. Antall arter (S), individer (N), diversitet (H' , ES_{100}), jevnhet (J') og artsindeks (AI) for bunnfauna på stasjonene i Vesterhavn og Marvika. Tilstandsklasser er vist i henhold til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet (Molvær et al. 1997)

Stasjon	Arter (S)	Individer (N)	Diversitet (H')	Jevnhet (J')	Diversitet (ES_{100})	Tilstands-klasse (utfra H' og ES_{100})	Artsindeks (AI)
03	23	143	3.36	0.74	20.11	II	5.01
05	23	322	3.61	0.80	18.64	II	5.85
07	15	196	2.18	0.56	11.45	III	5.49
09	22	259	3.05	0.68	15.11	III	4.82
15	56	400	4.63	0.80	31.46	I	6.67
17	52	562	3.97	0.70	25.31	II	5.58
26	11	114	2.25	0.65	10.62	IV	5.45
31	27	386	3.21	0.67	15.82	III	5.92
40	13	330	1.68	0.46	9.51	IV	4.43
46	10	36	2.63	0.79	—	III	3.97
Lyng1	77	575	4.04	0.65	29.98	I	6.39
Lyng2	60	468	4.61	0.78	30.68	I	6.91
B1-1	41	954	2.83	0.53	17.09	III	6.00
B1-2	53	369	4.52	0.79	32.39	I	6.82
B1-3	45	383	4.10	0.74	27.16	I	5.84
B2-2	42	197	4.59	0.85	31.35	I	5.92
B3-3	45	204	4.48	0.82	33.26	I	7.05

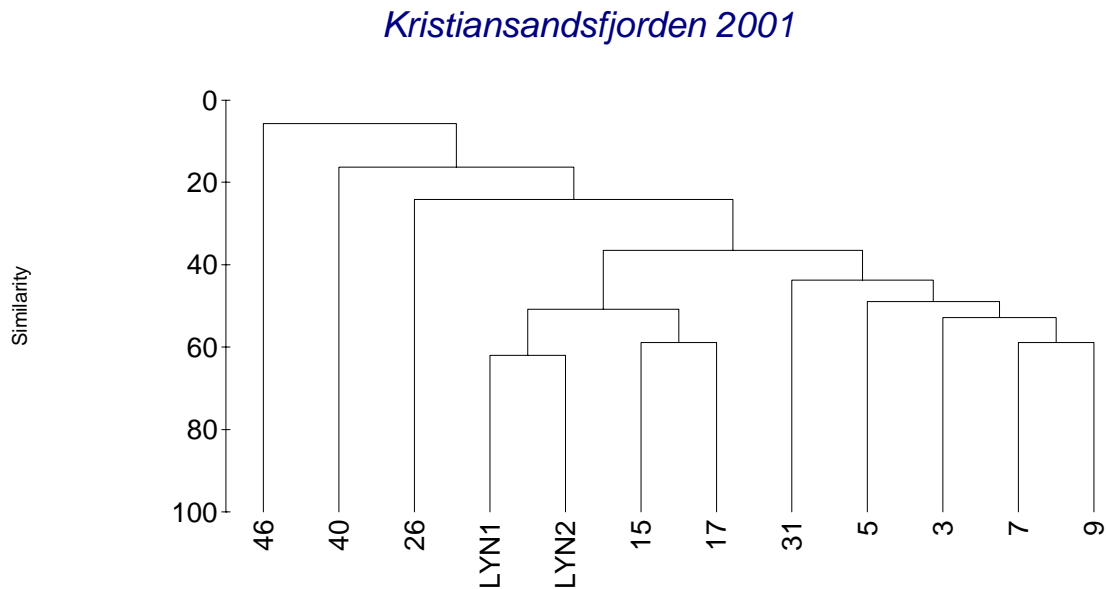
— : ikke beregnet, da antall individer <100

Dominerende arter innen hver stasjon fremgår av Vedlegg 5. Faunaen i Vesterhavn var i stor grad dominert av arter som har liten individstørrelse og som lever nedgravd i sedimentet (infauna) enten helt skjult fra overflaten eller bare med tentakler opp til overflaten. Unntak var st.15 hvor det ble påvist endel slangestjerner. Slangestjerner var også dominerende art på kontrollstasjonen ved Lyngøy (Vedlegg 5). Også i Marvika var faunaen dominert av infauna, men her ble det i tillegg funnet større bioturbatorer (sedimentomrørere) i form av gravende kråkeboller. Disse fungerer som små bulldosere like under sedimentoverflaten og vil i stor grad blande sammen sedimentet i de øvre 5-10 cm av sedimentet. Dette vil medføre at miljøgifter lagret i sedimentet bringes opp til overflaten og gjøres tilgjengelig for opptak for organismer på sedimentoverflaten og også i pelagialen (vannsøylen). Det fantes ytterst få gravende kråkeboller på de mest forurensede stasjonene i Vesterhavn, og antallet er for lite til å ha noen vesentlig påvirkning på omrøring av sedimenter. På de ytre stasjonene i havneområdet (st.15 og 17) ble det påvist noe flere kråkeboller og bioturbasjonspotensialet her er derfor større.

Selv om faunaen på en del av stasjonene i Vesterhavn var artsfattig ble det påvist arter innen de vanligste hovedgruppene av bunnfauna, dvs. børstemark, muslinger, krepsdyr og pigghuder. Dette innebærer at selv om bunnsedimentene i området er tildels sterkt forurenset klarer likevel arter innen alle hovedgruppene av bunnfauna å eksistere i området.

3.3.2 Gruppering av stasjoner utfra faunasammensetning

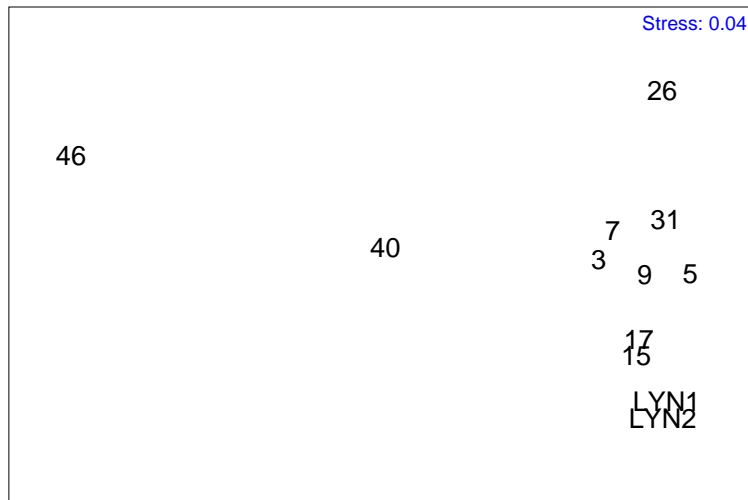
Klassifikasjon og ordinasjon ble benyttet for å studere likhet i bunnfauna mellom stasjonene i undersøkelsesområdet. Resultatet fra klassifikasjon av de 12 stasjonene i Kristiansandsfjorden er vist i Figur 3. St. 40, 46 og 26 skiller seg mest fra de øvrige stasjonene, mens st.15, 17 og LynI og LynII viser størst grad av likhet i faunasammensetning. St. 3, 5, 7, 9 og 31 danner en mellomgruppe med relativt høy likhet i faunasammensetning.



Figur 3. Klassifikasjon (dendrogram) som viser gruppering av de 12 stasjonene i Kristiansandsfjorden basert på faunasammensetning.

MDS-ordinasjon av de samme 12 stasjonene er vist i Figur 4. Det fremgår tydelig at st. 40, 46 og 26 skiller seg mest ut fra de øvrige stasjonene med hensyn til faunasammensetning. Disse tre stasjonene hadde også det laveste antall arter i undersøkelsesområdet. St.3, 5, 7, 9 og 31 kommer i en mellomgruppe, mens i den siste gruppen kommer st. 15 og 17 i de mer åpne deler av Vesterhavn og kontrollstasjonene LynI og LynII ved Lyngøy. Disse fire stasjonene hadde det klart høyeste antall arter i undersøkelsen og viste minst tegn på forurensning.

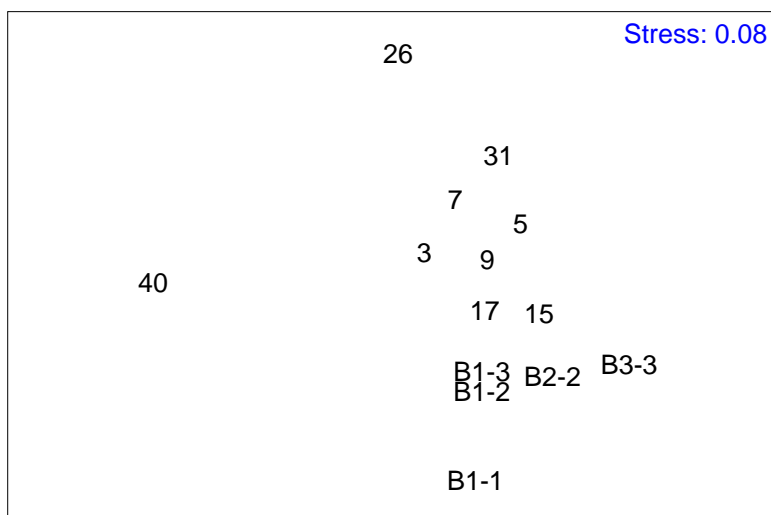
Kristiansandsfjorden 2001



Figur 4. MDS-ordinasjon av stasjonene i Kristiansandsfjorden.

Samlet MDS-ordinasjon av stasjonene i Kristiansandsfjorden (unntatt st. 46 og LynI og LynII) og Marvika er vist i Figur 5. Stasjonene i Marvika er tatt med for å vurdere likhet i faunasammensetning i forhold til stasjonene i Kristiansandsfjorden og faunaens respons i forhold til forurensing. Utfra ordinasjonsplottet (Figur 5) ser vi tydelig at faunaen i Marvika grupperer seg i nedre høyre hjørne av plottet, mer i nærheten av de minst forurensede stasjonene i Kristiansandsfjorden (st. 15 og 17).

Kristiansandsfjorden 2001 og Marvika 2000



Figur 5. MDS-ordinasjon av stasjoner i Kristiansandsfjorden og de fem stasjonene i Marvika.

Det er tilsvarende der kontrollstasjonene plasserte seg i ordinasjonsplottet i Figur 4. Dette tyder på at bunnfaunaen i Marvika er mindre påvirket av forurensing enn bunnfaunaen i Kristiansandsfjorden. Stressverdien i begge ordinasjonsplottene er lave (stress = 0.04 og 0.08) og indikerer at relasjonene mellom stasjonene i hvert av plottene gir et godt bilde av innbyrdes faunalikhet mellom stasjonene.

3.3.3 Sammenheng mellom fauna og målte miljøvariable

For å se på sammenheng i faunasammensetning og målte miljøparametre (naturlige miljøvariable som dyp og sedimentets kornstørrelsessammensetning og forurensning som konsentrasjon av nikkel, PAH og PCB i bunnsedimentene) ble det kjørt korrelasjonsanalyser med programmet BIOENV for stasjonene i Kristiansandsfjorden og Marvika. Dette gjøres for å prøve å skille ut hvilke faktorer som betyr mest for sammensetning av bunnfaunaen i undersøkelsesområdet; naturlige variable eller miljøgiftbelastning.

Resultatene (Tabell 5) viser at dyp og andel nikkel i bunnsedimentene ga den høyeste korrelasjonen til mønstre i faunasammensetning ($r_s = 0.570$). Nest beste kombinasjon av forklarende miljøvariable var dyp, nikkel og PAH ($r_s = 0.488$). Nikkel alene viste også høy korrelasjon ($r_s = 0.485$). Dette tyder på at nikkel (eller andre forbindelser i sedimentet som er korrelert til nikkel) er de viktigste av de målte variablene for å forklare mønstre i faunasammensetning innen disse områdene samlet. Resultatene fra BIOENV-analysen indikerer at det generelle innholdet av tungmetaller er en viktig årsak til tydelige forurensingseffekter på bunnfaunaen i Kristiansand havn, mens i Marvika grupperte stasjonene seg sammen med de minst forurensningspåvirkede i Kristiansand havn (Figur 5) og viste mindre tegn til forurensingsbelastning.

Tabell 5. Resultater fra BIOENV for Kristiansandsfjorden og Marvika samlet. Høye positive verdier viser stor grad av korrelasjon mellom miljøvariable og faunasammensetning, mens negative korrelasjoner betyr svært liten grad av korrelasjon.

Miljøvariable	Antall variable	Korrelasjon, r_s
Dyp og nikkel	2	0.570
Dyp, nikkel, PAH	3	0.488
Nikkel	1	0.485
Nikkel, PAH	2	0.454
Enkeltvariable:		
Ni	1	0.485
Dyp	1	0.226
PAH	1	-0.056
TOC	1	-0.195
<63 μ m	1	-0.240
PCB	1	-0.429

For å se nærmere på sammenheng i faunasammensetning og miljøparametre for indre del av Kristiansandsfjorden (Vesterhavn) ble det kjørt BIOENV-analyser for stasjonene i dette området separat. Dette gir en mulighet til å antyde hvilke av de forurensende stoffene i denne tildels sterkt forurensede del av Kristiansandsfjorden som har størst effekt på mønstre i faunasammensetning. I denne analysen ble kontrollstasjonen (Lyn I og II) og stasjonene i

Marvika holdt utenfor. Dette gir også mulighet til å inkludere flere miljøvariable i analysen som sedimentets innhold av tørrstoff (TS), innhold av organisk karbon (TOC), og miljøgiftene HCB og dioksin (dioksin uttrykt som relative verdier, dioksin-ekvivalenter), da flere av disse ikke er analysert i Marvika og på kontrollstasjonen.

Resultatene (Tabell 6) viser at dioksin, HCB, nikkel og stasjonsdyp ga de høyeste korrelasjonene i forhold til mønstre i faunasammensetning. Resultatene indikerer at for Vesterhavnområdet var det dioksin og HCB, i tillegg til tungmetaller (Ni), som var de viktigste forklarende variable for mønstre i faunasammensetning.

Tabell 6. Resultater fra BIOENV for indre del av Kristiansandsfjorden.

Miljøvariable	Antall variable	Korrelasjon, r_s
Dioksin	1	0.773
Dioksin, dyp	2	0.768
Dioksin, nikkel, dyp	3	0.629
Dioksin, HCB, dyp	3	0.582
Enkeltvariable:		
Dioksin	1	0.773
HCB	1	0.343
Ni	1	0.253
Dyp	1	0.240
TS	1	-0.028
PAH	1	-0.064
TOC	1	-0.248
<63 μ m	1	-0.262
PCB	1	-0.354

3.3.4 Funksjonelle forandringer i bunnfauna langs gradienter i miljøgifter

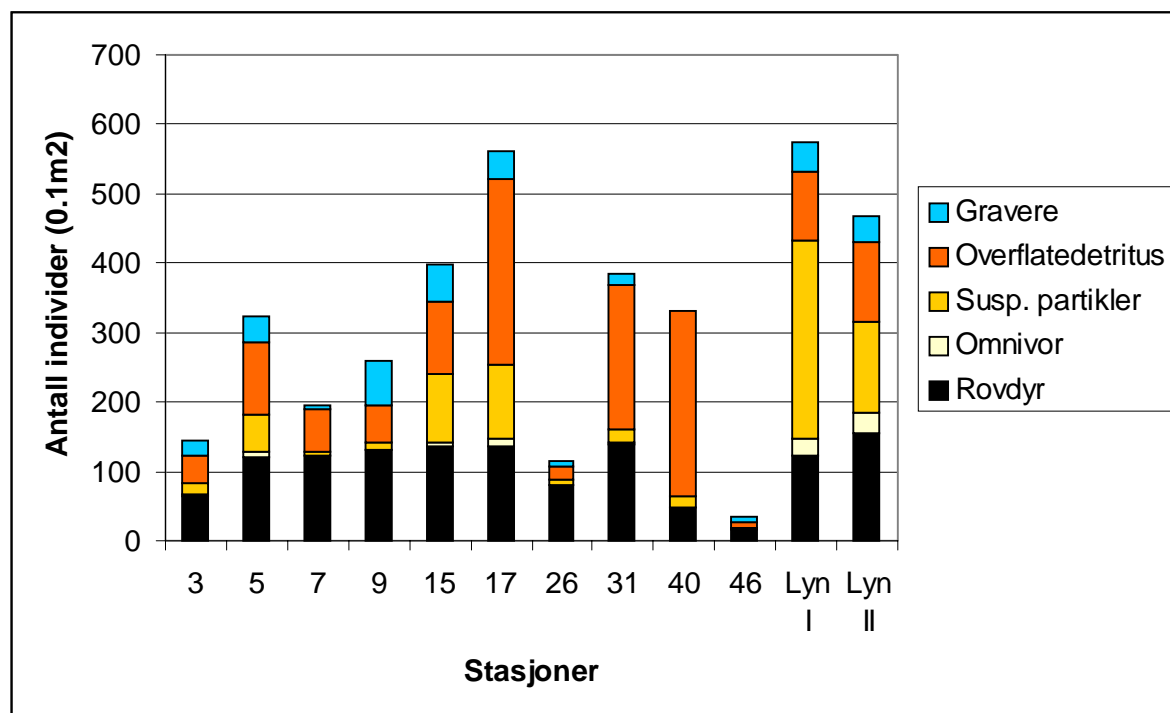
Forandringene i artssammensetning og individtetthet på forurensede sedimenter vil også kunne føre til at det opptrer funksjonelle forandringer i samfunnene. Dette kan være forandringer i ernæringsformer, aktivitet, larveutviklingstyper etc. Funksjonelle endringer i bløtbunnsamfunn i forurensede sedimenter er lite kjent og beskrevet i litteraturen, men Oug et al. (1998) viste bl.a. at andelen rovdyr økte langs gradienter i PAH i norske fjorder som var forurenset fra smelteverk.

Tabell 7 viser antall individer av de ulike ernæringsformene i bunnfaunaen i Kristiansandsfjorden. Alle artene av bunnfauna fra undersøkelsen ble klassifisert i henhold til fem hovedgrupper på basis av data fra litteraturen (se f.eks. Oug et al. 1998). Disse gruppene er: rovdyr, omnivore ('alt-etere'), arter som lever av suspenderte partikler ('filtrerere'), arter som lever av detritus på bunnoverflaten, og arter som graver i bunnen og henter næring under sedimentoverflaten.

Tabell 7. Individtetthet av bunnfauna (pr. 0.1m²) innen de ulike ernæringsformene.

Stasjon	3	5	7	9	15	17	26	31	40	46	Lyn I	Lyn II
Rovdyr	65	121	124	130	137	137	79	139	47	16	123	154
Omnivor	1	6	0	0	5	9	0	2	2	2	23	31
Susp. partikler	16	55	5	12	98	108	10	18	14	0	286	130
Overflatedetritus	42	105	60	52	104	266	18	211	267	9	101	115
Gravere	19	35	7	65	54	42	7	16	0	9	42	38

Resultatene er fremstilt grafisk i Figur 6. På de minst forurensede stasjonene (15 og 17) og i referanseprøvene (Lyn I og II) var alle næringsgruppene representert. Fordelingen mellom gruppene var normal for lite påvirkede områder med dominans av former som lever av overflatedetritus eller suspenderte partikler. På stasjonene ved Fiskå (st. 3, 5, 7, 9) var begge disse gruppene redusert, spesielt suspensjons-eterer, mens rovdyr ikke var redusert og følgelig økte relativt sett. I området ved Falconbrigde (st. 26, 40, 46) var gravere og suspensjons-eterer sterkt redusert. På st. 40 var det en større individmengde av overflatedetritus-eterer, men dette ble utgjort av en art. Generelt var det samsvar mellom avvik i nærings sammensetning og forurensningsnivå på stasjonene (sml. Fig. 2 og Tabell 3).



Figur 6. Fordeling av individene på hver stasjon etter ernæringsmåte.

I Tabell 8 er det vist resultater for en serie korrelasjoner (Pearson korrelasjon) mellom faunaparametre, ernæringsformer og miljøparametre (log10 transformerte data) for stasjonene i indre del av Kristiansandsfjorden (st.3, 5, 7, 9, 15, 17, 26, 31, 40 og 46).

Tabell 8. Korrelasjon mellom faunavariabel og miljøvariabel for stasjonene i indre del av Kristiansandsfjorden. Signifikante korrelasjoner ($p < 0.01$, $n = 10$) er angitt med **fete typer**.

	Dyp	<63 μ m	TS	TOC	Ni	PAH	PCB	HCB	Dioksin- ekv.
Arter	-0.28	-0.71	0.75	-0.69	-0.97	-0.31	-0.32	-0.93	-0.71
Individer	-0.08	-0.50	0.59	-0.38	-0.73	-0.06	-0.24	-0.70	-0.59
H'	-0.32	-0.57	0.54	-0.57	-0.87	-0.25	-0.09	-0.85	-0.65
ES100	-0.28	-0.62	0.64	-0.67	-0.92	-0.45	-0.18	-0.86	-0.67
Rovdyr	-0.29	-0.40	0.58	-0.26	-0.77	0.15	-0.11	-0.81	-0.89
Omnivor	-0.07	-0.41	0.25	-0.45	-0.57	-0.46	-0.28	-0.50	-0.23
Susp. part.	-0.08	-0.47	0.52	-0.50	-0.82	-0.19	-0.20	-0.76	-0.63
Overflate- detritus	0.04	-0.45	0.47	-0.35	-0.53	-0.16	-0.28	-0.51	-0.34
Gravere	-0.54	-0.34	0.47	-0.26	-0.78	0.13	-0.08	-0.80	-0.75

Det fremgår av tabellen at miljøparametre med signifikant korrelasjon til faunavariablene var nikkell, HCB og dioksin. Igjen er det disse tre variablene, som alle er knyttet til forurensning, som best forklarer sammensetning av fauna i området. Men variable som sedimentets kornstørrelse (<63 μ m) og innhold av tørrstoff (TS) og organisk stoff (TOC) gir også relativt høye korrelasjoner (selv om de ikke er signifikante) og forklarer dermed endel av variasjonene i fauna.

Denne analysen, og tilsvarende for BIOENV-analysen for faunasammensetning, viser hovedmønstrene når hele Vesterhavnområdet betraktes under ett. De markerte utslagene for nikkell, HCB og dioksin indikerer derfor at forurensningene fra Falconbridge har sterkest effekt på bunnfaunaen i området. De sterke effektene for disse komponentene kan imidlertid overskygge eventuelle virkninger av PAH og PCB. I analysen av ernæringsgrupper framkom det forandringer i sammensetningen på stasjonene utenfor Fiskå verk. I Tabell 9 er det vist korrelasjoner mellom faunaparametre og PAH for stasjonene som ligger på en PAH-gradient fra Fiskå verk (st. 3, 5, 7, 9, 15, 17: se Fig. 2), dvs. uten stasjonene som er markert påvirket av utslippene fra Falconbridge. På dette utvalget av stasjoner var PAH signifikant korrelert til artstall og diversitet. Korrelasjonene var ikke sterke, men det må tas hensyn til at prøvetallet i denne analysen var ganske lavt.

Tabell 9. Korrelasjon mellom faunavariabel og PAH for stasjoner ved Fiskå verk. Signifikante korrelasjoner ($p < 0.05$, $n = 6$) er angitt med **fete typer**.

	Arter	Ind	H'	ES100	Rovdyr	Omniv- vor	Susp. part	Overfl.	Gravere
PAH	-0.84	-0.55	0.65	-0.81	-0.14	-0.62	-0.66	-0.64	-0.11

3.4 Bløtbunnsfauna innsamlet med slede

I sledetrek I utenfor Fiskå verk (dyp 24-15 m) var det grå leire med kull og koksbitar, litt trestykker og noe plantemateriale fra land (Vedlegg 3b). Det var svært få dyr i prøven. De vesentligste artene var sekkedyr, noen sjømus og to korstroll (Tabell 10).

Sekkedyr og korstroll lever oppå sedimentoverflaten, mens sjømus sitter nedgravd i sedimentet. Sekkedyr er fastsittende partikkelfiltrerende former som ikke utfører noen aktivitet som kan påvirke sedimentet. Heller ikke de andre artene utfører noen sedimentaktivitet av betydning.

I sledetrek II like utenfor kaianlegget til Fiskå verk (dyp 15-9 m) var det lignende bunnmateriale som på dypere vann, men med mere sagflis og tilført materiale fra land. Sledeprøven var mer arts- og individrik enn trek I, men det var vesentlig små arter som kom i tillegg til det som ble fanget i prøve I. Av større arter var det mange sekkedyr og noen korstroll, samt noen reker og småfisk i prøven. De fleste artene, med unntak for sekkedyr og børstemarken *Prionospio fallax*, er rovdyr. Nettsnegl, småreker og småfisk kan grave eller virvle opp overflatesediment med sin aktivitet. Noen av artene, som reker og småfisk er næring for større fisk. Individtallene i prøven tyder imidlertid ikke på at disse var særlig tallrike. Det var ingen av artene i de to prøvene som graver dypt i sedimentet og derved kan bidra til opptransport av sediment fra dypereliggende sjikt.

I sledetrek III utenfor Falconbridge kai (dyp 23-16 m) ble sleden fylt av rødorange industrislam. I sikteresten var det mye sprengstein, skallrester av blåskjell og plantemateriale fra land. I prøven var det svært få arter og individer. Av større arter var det korstroll, nettsnegl, småreker og strandkrabbe i prøven. Den mest individrike arten var børstemarken *Phyllodoce mucosa*, som er en rovlevende form. Denne arten var også dominerende i grabbprøven (st. 46) fra det samme området. Det var få arter som graver dypt i sedimentet. Strandkrabbe, småreker og *Phyllodoce* kan være næring for bunnfisk, men det synes ikke å være høye tettheter av disse artene i området.

Tabell 10. Individantall for de viktigste artene i sledetrek (Ockelmann-slede) i Kristiansandsfjorden 23. oktober 2001. I tabellen er vist større arter, samt alle arter som var representert med >10 individer i minst en av prøvene.

Sledetrek Lokalitet	Fauna- gruppe	I Utenfor Fiskå verk	II Fiskå verk kai	III Falconbridge kai	IV Kolsdalsbukta
Nemertinea ind.	Båndmark	1	5		10
Phyllodoce mucosa	Børstemark		1	21	
Platynereis dumerilii	- " -	1	18	1	
Protodorvillea kefersteini	- " -		10		
Prionospio fallax	- " -		18		
Pectinaria auricoma	- " -	2			39
Nassarius reticulatus	Nettsnegl		6	3	4
Pandalina brevisrostris	småreke		3		1
Crangon crangon	- " -			1	
Philocheras bispinosus	- " -		2		
Carcinus maenas	Strandkrabbe			1	
Macropipus pusillus	Svøm.krabbe	1	1		1
Luidia sarsi	Sjøstjerne		1		
Asterias rubens	Korstroll	2	4	3	
Echinocardium flavescens	Sjømus	4			
Ascidiacea ind.	Sekkedyr	10	29	2	1
Pomatoschistus pictus	Bergkutling		3		
Arnoglossus laterna	Tungevar	1			
Totalt antall arter i prøve		13	34	12	21
Totalt antall ind. i prøve		30	150	46	85

I sledetrek IV utenfor Kolsdalen (dyp 28-29 m) var det mørkt slam med planterester fra land, litt koks og noe treflis. Prøven var dominert av børstemarken *Pectinaria*, som det også var mye rør av i sedimentet. Dette er en detritus-eter som henter sin næring under sedimentoverflaten og transporterer opp sediment ved sin aktivitet. Arten graver imidlertid ikke særlig dypt (2-5 cm) og bidrar neppe til noen dypere omrøring av sedimentet. Arten er næring for bunnfisk, og kan muligens være viktig for fisk som oppholder seg i området, men det synes ikke som tettheten var spesielt høy. Det ble ikke funnet korstroll eller sjømus i denne prøven. Totalt sett inneholdt ikke prøven arter som graver dypt i sedimentet.

4. Diskusjon

4.1 Bunnsedimenter

På de to stasjonene innerst i Fiskåbukta (st. 3, 5) bestod sedimentene av grå silt med lyst brunt topplag (Tabell 1). Sikteresten (Vedlegg 3) viste noe treflis og slagg på begge stasjoner, mens st. 5 i tillegg hadde noe orangerfarget belegg på muslinger. Utfra innhold av nikkell (Ni) klassifiseres sedimentene som klasse III (markert forurenset), mens de er sterkt til meget sterkt forurenset av PAH (klasse IV og V). For PCB kommer de i henholdsvis klasse III og IV. Sedimentene på st. 7 og 9, litt lenger ute i bukta, var mørk grå, sandig silt og på st. 9 utenfor kaia på Fiskå verk hadde muslingene et orange belegg. På disse to stasjonene hadde sedimentet svært høyt innhold av PAH (klasse V, meget sterkt forurenset), høyest på st. 9 rett utenfor Fiskå verk. Innholdet av nikkell var også høyt (klasse II og IV), mens innholdet av PCB var i klasse II (moderat forurenset). På st. 15 og 17, i sundet mellom Bragdøya og Dybingen bestod sedimentet henholdsvis av grå silt (st.15) og mørk grå silt (st.17). Andelen av silt var mindre enn innover i Fiskåbukta. Også innholdet av nikkell (klasse II) og PAH (klasse III) var lavere enn på stasjonene lenger inne i Fiskåbukta. For PCB var sedimentet markert forurenset (klasse III) på st. 15, mens på st. 17 var det lite forurenset av PCB (klasse I).

På st. 26 og 31 innerst i Kristiansand havn bestod sedimentene av mørk grå til sort silt (st. 26) og mørk grå, sandig silt (st. 31). Innholdet av nikkell var lavere enn på stasjonene i Fiskåbukta (henholdsvis klasse II og III). Også innholdet av PAH var lavere enn i Fiskåbukta, men likevel sterkt forurenset (klasse IV). For PCB var innholdet omtrent på samme nivå som i Fiskåbukta, dvs. markert forurenset (klasse III). På st. 40 nærmere Falconbridge nikkellverk bestod sedimentet av bløtt mørkt grått til sort mudder med rødbrunt topplag og innholdet av nikkell var svært høyt (klasse V, meget sterkt forurenset). Innholdet av PAH og PCB var som på stasjonene i Kristiansand havn (St. 26 og 31), henholdsvis klasse IV for PAH og klasse II for PCB. På st. 46 helt inn til kaia ved Falconbridge var sedimentet rødbrunt over et sort, siltig lag. Det finnes ikke data for innhold av miljøgifter på denne stasjonen, men dersom den nærliggende st. 45 (se Næs & Rygg 2001) legges til grunn, skulle det tilsa et høyt nikkellinnhold, mens PCB og PAH er på nivå med de øvrige stasjonene i dette området.

For HCB og dioksin var sedimentene på alle stasjoner i indre del av Kristiansandsfjorden markert (klasse III) til meget sterkt (klasse V) forurenset. Høyest innhold ble påvist på st. 40 og 46 nærmest Falconbridge.

For stasjonene i Marvika var det meget høyt innhold av PAH på to sedimentstasjoner nær de grunne bunnfaunastasjonene (St.B1-2 og B1-1, se Tabell 3). Disse var meget sterkt forurenset av PAH (klasse V). Innholdet av nikkell var lavt på alle stasjoner (klasse I og II), mens for PCB var innholdet meget høyt (klasse V) på en stasjon (st. B1-2) mens på de øvrige stasjoner var nivået for PCB som utenfor Fiskå og Falconbridge (klasse II og III).

4.2 Bunnfauna

4.2.1 Bunnfauna og miljøgifter

Utfra bunnfaunaens diversitet varierte tilstanden for de undersøkte stasjonene i Kristiansandsfjorden fra dårlig til meget god (se Tabell 4 og Vedleggstabell 1 for klassifisering). I Marvika ble en stasjon (St. B1-1) klassifisert som mindre god, de øvrige som meget gode (Bakke et al. 2000). Dårligste forhold ble påvist rundt Falconbridge (st. 46, 40 og 26) hvor stasjonene hadde lavest artsantall, lavest diversitet og dårligst tilstand i forhold til artsindeks (dvs. lav andel av ømtålige arter). Noe bedre forhold, men fortsatt med en fauna tydelig preget av forurensing, ble funnet utenfor Fiskå Verk og i Fiskåbukta. I det mer åpne området mellom Bragdøya og Dybingen (st. 15 og 17) og på kontrollstasjonen ved Lyngøy (Lyn I og II) var artsantallet høyere og tilstanden god til meget god.

Prøvene tatt med bunnslende bekreftet at det var en svært fattig fauna i de mest forurensede områdene utenfor Falconbridge og Fiskå verk. Av større former i prøvene var det bare sekkedyr og sjøstjerner som ble påvist, mens av krepsdyr var det bare spredte individer av småreker og krabber. Viktige grupper som man ville forvente å finne under normale forhold, som større gravende og rørbyggende børstemark, muslinger og slangestjerner ble ikke påvist. Mangelen på disse gruppene indikerer et vesentlig potensiale for restitusjon av samfunn og økning i biologisk mangfold dersom naturlige miljøforhold kan opprettes.

Når data fra Kristiansandsfjorden og Marvika ble sett under ett, viste analysen for sammenheng mellom mønstre i faunasammensetning og målte miljøvariable i sedimentet at nikkel og dyp ga best korrelasjon, mens PAH og PCB bare i liten grad kunne forklare mønstre i fauna, selv om nivåene av disse forbindelsene også var høye. Stasjonene i Marvika plasserte seg imidlertid sammen med de minst forurensede stasjonene fra Kristiansandsfjorden i MDS-ordinasjonsplottet (Figur 5), noe som antyder at faunaen her ikke var spesielt påvirket av forurensing. Det er imidlertid litt usikkerhet knyttet til Marvika fordi sedimentstasjonene og faunastasjonene ikke var sammenfallende. Det var små avstander mellom stasjonene i undersøkelsesområdet (se Bakke et al. 2000), men det var også bratte gradienter i miljøgiftkonsentrasjonene mellom stasjonene. Det er derfor uklart hvor representative miljøgiftverdiene er for faunaen. Det kan også ha betydning at forurensningen i Marvika var svært lokal og begrenset til grunt vann. Bunnfaunaen kan derfor ha tilgang til friskt vann samtidig som nye individer lett kan rekrutteres fra bestandene omkring.

Når indre del av Kristiansandsfjorden ble vurdert alene, og flere miljøvariable kunne inkluderes i analysen, kom sedimentets andel av dioksin, HCB og nikkel ut som de viktigste variablene. For indre del av Kristiansandsfjorden ble også antall arter, individer og diversitet på hver stasjon, samt antall individer i hver ernæringsgruppe vurdert i forhold til de målte miljøvariablene. Også her viste sedimentets innhold av metaller (nikkel) og HCB seg som de sterkeste variablene, tildels også andel dioksin i sedimentet. PAH og PCB ga lavere korrelasjoner med faunavariablene, men det var sammenheng mellom faunaforandringer og PAH i fjordområdet nærmest Fiskå verk.

En samlet vurdering for indre del av Kristiansandsfjorden tilsier at det er utslippene fra Falconbridge som har sterkest effekt på bunnfaunen. Hvilke komponenter (tungmetaller, HCB, dioksin) som er viktigst, gir ikke denne undersøkelsen svar på. Det kan også synes som de sterke effektene overskygger eventuelle virkninger av PAH og PCB. Selv om PAH og PCB også fantes i høye konsentrasjoner, syntes de ikke å påvirke bunnfaunaen i samme grad

som de førstnevnte komponentene. Resultatene fra Marvika indikerte heller ikke at PAH eller PCB hadde sterke direkte effekter. F.eks. hadde en sedimentstasjon i Marvika over 1200 µg/kg PCB (klasse V) uten at det påvirket faunaen på de mest nærliggende faunastasjonene. Et lignende resultat er vist i indre Oslofjord hvor over 700 µg/kg PCB i sedimentet (st.Hk 4-1) ikke ga effekter på faunaens sammensetning eller diversitet (Olsgard 1995).

Lite er kjent om sammenheng med høyt innhold av HCB eller dioksin i bunnsedimenter og effekter på bunnfauna. Effekter av tungmetaller på bunnfauna er bedre kjent og høyt innhold av en rekke tungmetaller har vist å gi effekter på bunnfauna. Særlig ser kobber (Cu) ut til å gi tydelige effekter. I Kristiansandsfjorden er det vist at sedimentets innhold av kobber er sterkt korrelert til innhold av nikkel (Knutzen et al. 1991). Samtidig er det kjent at høye verdier av kobber i sedimenter gir tydelige effekter på sammensetning av bunnfauna (Rygg 1985b, Morrissey et al. 1995, Olsgard 1999). Verdier høyere enn 100-300 ppm (mg/kg tørrvekt) Cu er vist å føre til endringer i faunasammensetning. For de fleste stasjonene i indre del av Kristiansandsfjorden er kobberinnholdet høyere enn det som er vist å gi effekter på bunnfauna. Men konsentrasjonene av andre metaller som nikkel, bly og arsen er også så høye at de alene eller samlet kan gi klare negative effekter. For PAH viste Oug et al. (1998) at det opptrådte gradvise forandringer i sammensetningen av bunnfauna ved konsentrasjoner over 10000 µg/kg i fjorder som ble påvirket av utslipp fra smelteverk. Forandringene i bunnfaunaen i området utenfor Fiskå verk var i samsvar med dette.

4.2.2 Funksjon og næring for fisk

Faunaen i Kristiansandsfjorden hadde meget få arter som var dyptgravende og dette er i seg selv en indikasjon på miljøforstyrrelse. Faunaen var dominert av arter med liten individstørrelse som lever nær sedimentoverflaten. Dette innebærer at det vil være liten grad av bioturbasjon (sedimentomrøring) i området, da det er vist at det ofte er en sammenheng mellom grad av bioturbasjon og størrelsen på de sedimentlevende organismene (Sandnes et al. 2000). Trolig vil det derfor være liten aktivitet som kan bidra til transport av miljøgifter fra dypere lag til overflaten. Det ble påvist endel individer av børstemarken *Pectinaria* i prøven fra Koldalsbukta innerst i Kristiansands havn. Dette er en viktig bioturbator selv om den ikke graver spesielt dypt. Dominans av små individer tyder på at forurensningen i området holder samfunnene i en tidlig utviklingsfase slik at langtlevende, større individer ikke klarer å etablere seg. Disse vil ofte være mer ømfintlige for forurensing, se Rygg (1995).

Dominans av mindre arter som lever under sedimentoverflaten innebærer at det blir mindre føde tilgjengelig for fisk som beiter på bløtbunn (torsk, hyse, flatfisk). Dette vil trolig føre til at miljøgifter fra sedimentene blir mindre tilgjengelig oppover i næringskjeden, men rovlevende børstemark og krepsdyr, som tar smådyr som bytteorganismer, kan fungere som mellomledd til fisk. Utenfor Fiskå verk, og tildels utenfor Falconbridge, utgjorde rovlevende former den faunakomponent som var minst redusert. Sledeprøvene indikerte imidlertid at det var få større attraktive næringsdyr for torsk og flyndre i områdene. Torsk og flyndre vil søke etter f.eks. eremittkreps, krabber, større børstemark, slangestjerner og muslinger. De mest forurensede områdene er derfor sannsynligvis ikke særlig attraktive som næringsområder for bunnfisk. Det er imidlertid trolig at næringsdyr kan finnes i større tettheter i randområdene til de mest forurensede sedimentene, hvor det var en mer normal bunnfaunasammensetning, f.eks. på st. 15 og 17. Prøvefiske med garn i de mest forurensede delene av Kristiansandsfjorden vil gi en indikasjon på hvilke arter av fisk som finnes her, og som potensielt spiser bunnlevende organismer i disse sterkt forurensede områdene. Det vil og være viktig å undersøke om konsumarter (som torsk og flyndre) er vanlige i disse områdene. Forsøket utført med bioakkumulasjon i børstemark og snegl (Delprosjekt 1) viste at både

metaller, PAH og PCB tas opp. Samtidig var det lav dødelighet i forsøkene, som innebærer at organismene kan akkumulere tildels mye miljøgifter uten at det reduserer overlevelse i særlig grad. Undersøkelser av miljøgiftinnhold i utvalgt bunnfauna i indre del av Kristiansandsfjorden ville gitt oss sikrere indikasjoner på om de ulike miljøgiftene tas opp i den bunnlevende faunaen og er tilgjengelig for organismer høyere opp i næringskjeden.

Fordi bunnsedimentene i indre del av Kristiansandsfjorden er svært forurensede vil det også være viktig at en eventuell tildekking av friske, uforurensede sedimenter bør ha en tykkelse som gjør at bioturberte dyr ikke bringer miljøgiftene opp i overflaten av det friske sedimentet. Dette er særlig viktig fordi større organismer, som bidrar vesentlig til bioturbasjon, vil etablere seg på friskt sediment.

4.2.3 Sammenlikning med undersøkelser i 1977, 1983, 1990 og 1992

Det er blitt utført fire undersøkelser av bløtbunnsfauna i denne delen av Kristiansandsfjorden tidligere, i 1977, 1983, 1990 og 1992 (Rygg 1979; Rygg 1985a; Oug & Moy 1991; Oug et al. 1994). Det er særlig undersøkelsen i 1983 som var av noe omfang og som omhandlet flere stasjoner i de mest innelukkede og forurensede delene av Kristiansandsfjorden.

Undersøkelsen i 1977 omfattet bare Korsvikfjorden i østre del av hovedfjorden og ble gjort i forbindelse med forundersøkelser for å vurdere effekter fra kommunalt avløpsvann (Rygg 1979). Det var kun to stasjoner, begge på dypere vann enn årets undersøkelse og det er ikke relevant å sammenlikne fauna med årets undersøkelse. Undersøkelsene i 1990 og 1992 hadde bare to stasjoner på bløtbunn innenfor Bragdøya–Dybingen. Dette var st. K16 på 17m dyp i indre del av Fiskåbukta og st. K25 på 65m dyp mellom Dybingen og Odderøya ved munningen av indre del av Kristiansandsfjorden. Disse stasjonene inngikk ikke i undersøkelsen i 2001. St. K16 viste uendret til noe dårligere tilstand fra 1983 til 1990 (Oug & Moy 1991), mens st. K25 viste klar bedring fra 1983 til 1992 (Oug et al. 1994).

Fra undersøkelsen i 1983 er det fem stasjoner som er tilnærmet overlappende med undersøkelsen i 2001. Antall arter (Tabell 11) er vanskelig å sammenlikne direkte pga. mindre prøveareal pr. stasjon i 2001 (0.1m^2 i 2001 mot 0.4m^2 i 1983), men viser likevel en økning på tre av fem stasjoner. I 1983 viste stasjonene utenfor Falconbridge (Myrbukta og Kolsdalsbukta) en ekstrem lav individtetthet. I 2001 var det, i forhold til 1983, en klar økning i individtetthet på disse to stasjonene, mens de svært høye tetthetene i Kristiansand havn (Lagmannsholmen) og utenfor Fiskå (Svensholmen) var redusert. Både økningen i individtetthet i de fattigste områdene og reduksjonen i individtetthet i de mest individrike områdene tyder på reduserte effekter av forurensing i disse delene av undersøkelsesområdet. Tabell 11 viser også at faunaens diversitet (H' og ES_{100}) i indre del av Kristiansandsfjorden økte betydelig fra 1983 til 2001. Dette er i overenstemmelse med reduksjoner i industriutslipp i den samme perioden. Men fremdeles er faunaen i indre del av Kristiansandsfjorden tydelig preget av forurensningsbelastning og har lavere artsantall og diversitet enn i områdene utenfor.

Tabell 11. Sammenlikning av faunaparametre mellom undersøkelser i Kristiansandsfjorden i 1983 og 2001 på tilnærmet de samme stasjonene. (Merk: innsamlet areal var 0.4m^2 i 1983 og 0.1m^2 i 2001).

St.	År	Lokalitet	Dyp, m	Areal, m^2	Arter	Ind.	Ind./ m^2	H'	ES ₁₀₀
16	1983	Fiskåbukta	17	0.4	40	1624	4060	1.89	12.2
05	2001		19.5	0.1	23	322	3220	3.61	18.6
17	1983	Svensholmen	31	0.4	15	3303	8258	0.97	3.6
07	2001		17.5	0.1	52	562	5620	3.67	25.3
19	1983	Myrbukta	22	0.4	3	18	45	1.35	–
40	2001		27.5	0.1	13	330	3330	1.68	9.5
23	1983	Kolsdalsbukta	23	0.4	5	21	53	1.41	–
26	2001		29	0.1	11	114	1140	2.25	10.6
24	1983	Lagmanns- holmen	20	0.4	28	6942	17355	1.51	7.6
31	2001		27	0.1	27	386	3860	3.21	15.8

–: ikke beregnet, da total antall individer <100

4.2.4 Sammenlikning med andre forurensede områder

NIVA har i Statlig program for forurensningsovervåking gjennom en årrekke utført undersøkelser i sterkt forurensede fjordområder i Norge. Tabell 12 er basert på faunadata fra de mest relevante rapportene. Flere av artene på de mest forurensningspåvirkede stasjonene utenfor Falconbridge er vanlig blant de dominerende artene fra andre sterkt industriforurensede områder, se Tabell 12. Dette gjelder bla. børstemarkene *Chaetozone setosa*, *Cirratulus cirratus* og *Capitella* sp. En annen vanlig børstemark i forurensede områder er *Heteromastus filiformis*, men den ble ikke påvist (med unntak ev et enkelt individ) på noen av stasjonene i Kristiansandsfjorden, uten at årsaken til dette er kjent. Dersom man sammenlikner antall arter på de mest forurensede stasjonene med antall arter på referansestasjonene innen i hver resipient, ser vi at det er en tydelig effekt av forurensning i de fleste av disse industriområdene vist ved et redusert artsantall.

Tabell 12. Dominerende arter i noen sterkt forurensede fjorder i Norge. Tabellen viser også antall arter på de forurensede stasjonene og antall arter på referansestasjonen(e) (ref. st.) utenfor de påvirkede områdene. Tabellen er basert på undersøkelser under Statlig program for forurensingsovervåking.

Fjord	År	Stasjonsnummer	Dyp, m	Antall arter	Antall arter (ref. st.)	Dominerende arter
Kristiansandsfjorden	2001	26, 40, 46	14,5-29	10-13	60, 77	Chaetozone setosa, Cirratulus cirratus, Capitella sp., Phyllodoce mucosa, Nemertinea indet
Ranafjorden	1981	1-3	142-219	7-24	33	Chaetozone setosa, Cossura longocirrata, Heteromastus filiformis, Thyasira sarsi
Kristiansandsfjorden	1983	17-24	20-43	3-28	60	Chaetozone setosa, Cirratulus cirratus, Heteromastus filiformis
Orkdalsfjorden	1983	1-4, 5-7	25-100 140-310	3-10 19-22	62	Capitella capitata, Pholoe minuta Chaetozone setosa, Cossura longocirrata, Heteromastus filiformis, Thyasira sarsi
Sørfjorden	1985	1	118	22	60	Heteromastus filiformis, Zeppelinina sp., Chaetozone setosa, Cossura longocirrata
Sunnalsfjorden	1988	1,2,9	324-335	7-10	30	Chaetozone setosa, Heteromastus filiformis, Paramphinome jeffreysii
Årdalsfjorden	2000	A7, B5	78-100	31-50	70	Paramphinome jeffreysii, Myriochele oculata

5. Referanser

- Bakke, T., Næs, K., Moy, F. og Rygg, B. 2000. Kartlegging av sjøsedimentene ved Marvika marinebase. NIVA-rapport 4260. 50s. + Vedlegg.
- Bray, J.R. og Curtis, J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27: 325-349.
- Clarke, K.R. og Ainsworth, M. 1993. A method for linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 92: 205-209.
- Hurlbert, S.H. 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology* 23: 577-586.
- Knutsen, J., Martinsen, K., Næs, K., Oehme, M. og Oug, E. 1991. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1988 og 1990. NIVA-rapport 2554. 183 s.
- Kruskal, J.B. 1964. Nonmetric multidimensional scaling: a numeric method. *Psychometrika* 29: 115-129.
- Kruskal, J.B. og Wish, M. 1978. *Multidimensional scaling*. Sage Publishers, Beverly Hills, California, p. 1-93.
- Lance, G.N. og Williams, W.T. 1967. A general theory of classificatory sorting strategies. I. Hierarchical systems. *Comput. J.* 9: 373-380.
- Molvær, J. 1986. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden 1982-84. Delrapport 6. Konklusjoner. Statlig program for forurensingsovervåking 237/86. SFT/NIVA. 36 s.
- Molvær, J., Solheim, H.I. og Källqvist, T. 1986. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport V. Vannutskiftning og vannkvalitet. Statlig program for forurensingsovervåking 260/86. SFT/NIVA. 78 s.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J.M. og Sørensen, J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT Veiledning 97:03. Oslo. 36 s.
- Morrisey, D.J., Underwood, A.J. og Howitt, L. 1995. Development of sediment-quality criteria: a proposal from experimental field studies of the effects of copper on benthic organisms. *Marine Pollution Bulletin* 31: 372-377.
- Næs, K. 1985. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport II. Metaller i vannmassene, metaller og organiske miljøgifter i sedimentene, 1983. Statlig program for forurensingsovervåking 193/85. SFT/NIVA. 62 s.
- Næs, K. og Rygg, B. 2001. Tiltaksplan for opprydding i forurensede sedimenter i Kristiansandsfjorden. kartlegging av konsentrasjoner i sedimentet i 2001 samt kartfremstilling av resultater fra tidligere undersøkelser. NIVA-rapport 4371. 42 s.

- Olsgard, F. 1995. Overvåking av forurensingssituasjonen i indre Oslofjord. Undersøkelser av bløtbunnsfauna 1993. Statlig program for forurensingsovervåking 622/95. 106 s.
- Olsgard, F. 1999. Effects of copper contamination on recolonisation of subtidal marine soft sediments – an experimental field study. *Marine Pollution Bulletin* 38: 448-462.
- Oug, E. og Moy, F. 1991. Overvåking av Kristiansandsfjorden 1990. Hardbunnsorganismer og bløtbunnsfauna ved Bredalsholmen og i Fiskåbukta. NIVA-rapport 2651. 40 s.
- Oug, E. og Helland, A. 1995. Utslipp fra treforedlingsindustri til Kristiansandsfjorden. Rapport 2. Sedimentering av partikler og undersøkelser av bunnfauna. NIVA-rapport 3255. 37 s.
- Oug, E., Jacobsen, T. og Moy, F. 1994. Overvåking av Kristiansandsfjorden 1992-93. Hardbunnsorganismer og bløtbunnsfauna ved Odderøya, i Vesterhavn og i Korsvikfjorden. NIVA-rapport 3075. 56 s.
- Oug, E., Næs, K. og Rygg, B. 1998. Relationship between soft bottom macrofauna and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) from smelter discharge in Norwegian fjords and coastal waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 173: 39-52.
- Pielou, E.C. 1966. The measurement in different types of biological collections. *J. teor. Biol.* 13: 131-144.
- Rygg, B. 1979. Overvåking av Korsvikfjorden i Kristiansand. Dyrelivet på bløtbunn som indikator på virkninger av avløpsvann fra kommunalt kloakkrenseanlegg. Rapport 1. Forundersøkelser i september 1977. NIVA-rapport O-77041. 13 s.
- Rygg, B. 1985a. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 1. Bløtbunnsundersøkelser 1983. NIVA-rapport 1711. 60 s.
- Rygg, B. 1985b. Effect of sediment copper on benthic fauna. *Marine Ecology Progress Series* 25: 83-89.
- Rygg, B. 1995. Indikatorarter for miljøtilstand på marin bløtbunn. Klassifisering av 73 arter/taksa. En ny indeks for miljøtilstand, basert på innslag av tolerante og ømfintlige arter på lokaliteten. NIVA rapport 3347. 68 s.
- Sandnes, J., Forbes, T., Hansen, R., Sandnes, B. og Rygg, B. 2000. Bioturbation and irrigation in natural sediments, described by animal-community parameters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 197: 169-179.
- Shannon, C.E. og Weaver, W.W. 1963. *The mathematical theory of communication.* University Illinois Press, Urbana, p. 1-117.

6. Vedlegg

Vedlegg 1. Posisjoner for prøvetaking, vind og bølgehøyde 23. oktober 2001. Alle posisjoner i henhold til WGS84.

St.nr.	Lokalitet	Kl.	Posisjon	Dyp (m)	Vindretn. (m/s)	Bølge-høyde
Van Veen grabb						
03	Bragdøya	1118	N58 07.166 Ø007 58.665	16.5	NØ 12	< 0.5
05	Lumber	1103	N58 07.392 Ø007 58.419	19.5	NØ 12	< 0.5
07	Svensholmen	1135	N58 07.479 Ø007 59.040	17.5	NØ 12	< 0.5
09	Fiskå verk kai	1036	N58 07.522 Ø007 58.499	16.5	NØ 12	< 0.5
15	Kirkeboen	1152	N58 07.625 Ø007 59.340	21	NØ 12	< 0.5
17	Dybingen	1212	N58 07.486 Ø007 59.685	19	NØ 12	< 0.5
26	Kolsdalsbukta	1420	N58 08.318 Ø007 58.874	29	NØ 8	< 0.5
31	Lagmannsh.	1445	N58 08.407 Ø007 59.077	27.5	NØ 8	< 0.5
40	Myrbukta	1340	N58 08.022 Ø007 58.558	28	NØ 12	< 0.5
46	Falconbr. kai	1359	N58 08.226 Ø007 58.390	14.5	NØ 12	< 0.5
Lyng I	Lyngøy	1520	N58 08.301 Ø008 02.687	21.5	NNØ 5	Stille
Lyng II	Lyngøy	1554	N58 08.301 Ø008 02.706	19	NNØ 5	Stille
Sneli bunnslede						
I	Utenfor Fiskå verk	1635	N58 07.503 Ø007 58.595	24	NNØ 5	< 0.5
		1641	N58 07.515 Ø007 58.469	15		
II	Fiskå verk kai	1659	N58 07.515 Ø007 58.469	15.5	NNØ 5	< 0.5
		1703	N58 07.535 Ø007 58.366	9.5		
III	Falconbridge kai	1722	N58 08.206 Ø007 58.477	23	NNØ 5	< 0.5
		1726	N58 08.192 Ø007 58.322	16		
IV	Kolsdalsbukta	1756	N58 08.312 Ø007 58.790	28	NNØ 3	< 0.5
		1802	N58 08.351 Ø007 58.923	29.5		

Vedlegg 2. Beskrivelse av diversitet og multivariate analyser

Artslistene (antall individer av hver art på hver stasjon, se Vedlegg 4) danner utgangspunkt for beregning av diversitet (artsmangfold) og for de multivariate analysene. Disse analysene har som mål å beskrive faunasammensetning ved hver enkelt stasjon og hvordan denne sammensetningen varierer innen undersøkelsesområdet. Resultatene fra disse analysene skal videre være til hjelp til å identifisere meningsfulle mønstre og trender i artssammensetning og individtetteten innen det undersøkte området. Videre danner faunadiversitet og de fremkomne mønstre i faunautbredelse fra de multivariate analysene grunnlaget for kobling mellom målte fysiske og kjemiske parametre i sedimentet og forekomst og sammensetning av bunnfauna. På den måten prøver man bl.a. å vurdere eventuelle avvik i faunasammensetning og om disse har sammenheng med forstyrrelse som f.eks. høyt innhold av forurensende stoffer som tungmetaller eller organiske miljøgifter i sedimentet eller lave oksygenverdier i bunnvannet.

Diversitet

Diversitetsindekser benyttes som et forsøk på å integrere kompleksiteten i et samfunn ned til et enkelt mål som bl.a. kan brukes til å belyse forskjeller i artsmangfold mellom stasjoner og negative endringer i bunndyrsamfunn som følge av forurensing. Ideen er at samfunn med høy diversitet er mindre påvirket av forurensning enn samfunn med lav diversitet. Høy diversitet tyder på at samfunnet er i likevekt og ikke påvirket av forurensing eller annen form for forstyrrelse. Redusert diversitet kan oppstå på grunn av kjemiske eller fysiske forandringer i miljøet. Diversitet er imidlertid også påvirket av faktorer som predasjon og konkurranse, og vil variere sesongmessig med rekruttering. Alle disse faktorene må tas med ved vurdering av indeksverdien. De fleste diversitetsmål tar hensyn både til antall arter og individenes fordeling mellom artene. Høyt artsantall og en jevn fordeling av individene mellom artene gir høy diversitet, mens lavt artsantall og individmessig dominans av noen få arter reduserer indeksverdien.

Det finnes en rekke forskjellige metoder til å beregne diversitet som alle tolker faunasammensetningen på noe forskjellig måte. Det er derfor vanlig å benytte flere diversitetsmål i samme undersøkelse. I denne undersøkelsen er det brukt to anerkjente og vanlige metoder til å beregne bunnfaunaens diversitet; Shannon-Wieners diversitetsindeks (H' , Shannon & Wiener 1963) og Hurlberts 'rarefaction' metode (Hurlbert 1971). Shannon-Wieners diversitetsindeks er beregnet etter formelen:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

hvor $p_i = n_i/N$, og n_i er antall individer av i 'te art, N = totalt antall individer og S = totalt antall arter. Indeksen er sensitiv også for sjeldne arter. Samfunnet (her: stasjonen) blir vanligvis betraktet som upåvirket av forurensning og i likevekt når indeksverdien ligger over 4, mens verdier lavere enn 4 kan indikere forurensningspåvirkning eller annen form for forstyrrelse. Verdier mellom 3-4 viser god tilstand, mellom 2-3 mindre god, 2-1 dårlig og verdier mindre enn 1 meget dårlig tilstand. Dette er angitt i SFT's Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Molvær et al. 1997), se under.

Fordi diversitet endres både med endringer i antall arter og antall individer innen hver art blir diversitetsindekser vanligvis presentert sammen med et mål for jevnhet, dvs. et mål for hvor jevnt individene er fordelt mellom artene. Dette innebærer at en høy verdi for jevnhet indikerer en jevn fordeling av individene mellom artene, mens en lav verdi indikerer dominans av enkeltarter, dvs. at de fleste individene utgjøres av noen få arter. Jevnhet (J') beregnes etter formelen:

$$J' = \frac{H'}{\log_2 S}$$

hvor H' er Shannon-Wieners diversitetsindeks og S er totalt antall arter.

Hurlberts 'rarefaction' metode er en grafisk metode til å angi diversitet. Metoden tar utgangspunkt i det påviste antall arter og individer ved hver enkelt stasjon og beregner deretter hvor mange arter man kunne forvente å finne dersom man hadde tatt en mindre prøve eller bare undersøkte en del av prøven. Dette gir mulighet til å sammenlikne data hvor antall prøver fra hver stasjon er forskjellig eller størrelsen på grabbprøvene er forskjellig osv.. Man kan illustrere den beregnede diversiteten med å plote hele kurver som angir forventet diversitet ved et gitt antall individer, men i de fleste tilfeller benytter man den såkalte ES_{100} -verdien (som angir det forventede antall arter fra en tilfeldig prøve av 100 individer). Denne verdien er valgt som standard for å kunne gjøre direkte sammenlikninger mellom stasjoner med ulikt arts- og individantall eller mellom ulike undersøkelser, og ES_{100} -verdien benyttes også i SFT's guide for klassifisering av miljøkvalitet, se under.

Hurlberts 'rarefaction' er beregnet etter formelen:

$$E(S)_n = \sum_{i=1}^S \left[1 - \frac{\binom{N - N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right]$$

hvor $E(S)_n$ = forventet antall arter ved n individer valgt tilfeldig i prøven, N = totalt antall individer i hele prøven, N_i = antall individer av i 'te art, n = totalt antall individer i en prøve som er n/N størrelse av hele prøven, S = totalt antall arter i hele prøven. I følge SFT's guide for klassifisering av miljøkvalitet betraktes samfunnet (her: stasjonen) som upåvirket av forurensning, i likevekt og i tilstandsklassen 'meget god' når ES_{100} -verdien ligger over 26, mens verdier lavere enn 26 kan indikere forurensningspåvirkning eller annen form for forstyrrelse. Verdier mellom 26-18 angis i tilstandsklassen 'god' mens verdier mellom 18-11 viser 'mindre god' tilstand, mellom 11-6 'dårlig' og verdier lavere enn 6 'meget dårlig' tilstandsklasse, se Vedleggstabell 1 under.

Vedleggstabell 1. Klassifisering av sedimentenes helsetilstand utfra innhold av totalt organisk karbon (TOC) og artsmangfold (diversitet) i bløtbunnsfauna.

	Parametre	Tilstandsklasser				
		I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Sedimenter	Organisk karbon (mg/g)	<20	20-27	27-34	34-41	>41
Artsmangfold for bunnfauna	Hulberts indeks (ES ₁₀₀)	>26	26-18	18-11	11-6	<6
	Shannon-Wiener index (H')	>4	4-3	3-2	2-1	<1

Vanlige forekommende arter på bløtbunn i norske fjorder er blitt klassifisert etter ømfintlighet ovenfor forurensning (73 ulike arter) og gitt en ES-min verdi som tilsvarer de 5 laveste ES₁₀₀-verdiene blant de stasjoner hvor arten er funnet. Denne gjennomsnittsverdien betegnes som artens ES₁₀₀min₅-verdi. Denne verdien kan betraktes som artens ømfintlighetsgrad. For hver stasjon kan det så beregnes en artsindeks (AI) for å angi grad av forstyrrelse (Rygg 1985, Rygg 1995). Artsindeksen er definert som gjennomsnittlig ømfintlighetsgrad (ES-min verdien) hos de klassifiserte artene på hver enkelt stasjonen. Artsindeksen på hver stasjon er gitt følgende klassifisering (Rygg 1995):

Vedleggstabell 2. Bløtbunnsfauna klassifisert etter Artsindeks (AI).

Artsindeks, AI	Tilstands-klasse	Klassifisering
>7	I	Meget god
6-7	II	God
6-5	III	Mindre god
5-3.5	IV	Dårlig
<3.5	V	Meget dårlig

Likhetsanalyser

Likhetsanalyser (klassifisering og ordinasjon) er benyttet til å gruppere stasjoner etter likhet i faunasammensetning. Hovedhensikten med likhetsanalyser er at de gir en 'objektiv' oversikt over hovedmønstre i omfattende og komplekse datasett. Undersøkelser av bløtbunnsfauna resulterer ofte i store datasett som typisk kan inneholde mer enn 200 arter og mer enn 30 stasjoner. Dersom en datamatrix er større enn 6 x 6 (f.eks. 6 arter og 6 stasjoner) er det fort å miste oversikten over all informasjonen i matrisen og multivariate analyser anbefales.

De fleste multivariate analyseprogrammer gir også mulighet til å studere sammenheng mellom stasjonsgrupper og målte miljøvariable som f.eks. dyp, bunnvannets innhold av oksygen, bunnsedimentenes kornstørrelsessammensetning og innhold av metaller og organiske miljøgifter. Fremgangsmåten er ofte at det gjøres en uavhengig analyse av faunasammensetning før resultatene kobles sammen med data for de målte miljøvariablene for å undersøke hvilke miljøvariable som kan forklare de påviste mønstre i faunasammensetning innen undersøkelsesområdet.

Utgangspunktet for klassifikasjon og MDS-ordinasjon av fauna (eller miljøvariable) er oftest at det beregnes en likhet (eller ulikhet) mellom par av stasjoner for alle parvise kombinasjoner av stasjoner. Dette resulterer i en trekant-likhetsmatrise hvor den parvise likheten mellom samtlige stasjoner fremgår. Parvis likhet mellom stasjoner blir ofte beregnet med Bray-Curtis likhetsindeks, som er anbefalt og vanlig brukt i analyser av bløtbunnsfauna. Bray-Curtis likhetsindeks er gitt ved formelen:

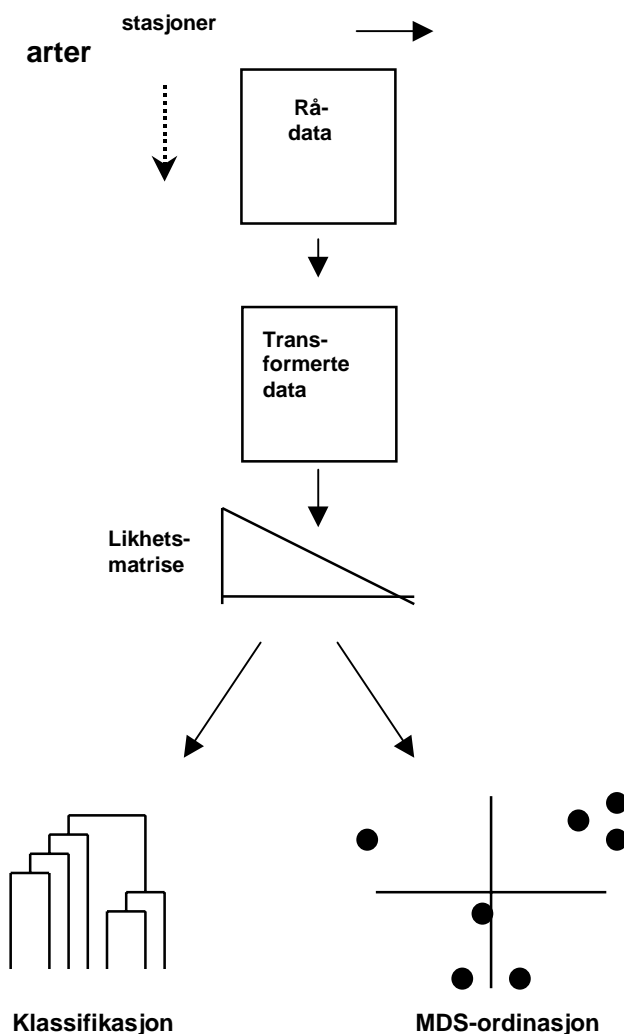
$$S_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^S |x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_{i=1}^S (x_{ij} + x_{ik})}$$

hvor x_{ij} og x_{ik} er antall individer av art i på stasjon j og k , og s er antall arter. S_{jk} er ulikhetsindeksen mellom stasjon j og k summert for alle artene. S_{jk} varierer mellom 0 og 1, hvor 0 betyr ingen arter felles og 1 betyr alle arter felles og at antall individer for hver art er identisk. Likhetsindeksen oppgis ofte i prosent hvor f.eks. $S_{jk}=0.5$ indikerer 50% likhet, mens $S_{jk}=1$ indikerer 100% likhet.

Multivariate analyser innbefatter vanligvis en prosedyre som angitt i Vedleggsfigur 1.

Utgangsmatrisen (rådata) utgjøres av en matrise med antall individer av hver art på hver stasjon. Fordi Bray-Curtis indeks er ømfintlig for dominans av noen få enkeltarter blir oftest rådataene transformerte før beregning av indeksen. Faunadata fra Kristiansandsfjorden ble kvadratrot-transformert ($y' = x^{0.5}$) før utregning av indeksen som resulterer i en trekant-likhetsmatrise hvor parvis likhet mellom alle stasjoner kan leses ut. Derfra kan man avgjøre om man vil foreta en klassifikasjon eller ordinasjon av datamatriksen.

I **klassifikasjon** ble det benyttet en hierarkisk, agglomerativ klassifikasjon med 'group-average sorting'. Det foretas da en hierarkisk trinnvis sortering av stasjonene etter gjennomsnittlig grad av likhet hvor de stasjonene som har størst likhet grupperes tidlig i analysen og de stasjonene med minst likhet grupperes til slutt. Resultatet fremkommer som et dendrogram hvor stasjonene er sortert trinnvis oppover langs y-aksen. Jo lavere ned i dendrogrammet stasjonene sammenføres (horisontale linjer i dendrogrammet) jo likere er de i faunasammensetning.



Vedleggsfigur 1. Trinnvis forklaring av hovedprosedyrene i en multivariat analyse.
For nærmere forklaring se tekst.

Ved **ordinasjon** er grad av likhet mellom stasjoner illustrert med avstand mellom punktene i et ordinasjonsplot hvor punktene representerer stasjonene. Liten avstand mellom punktene (stasjonene) angir stor grad av likhet, mens stor avstand angir liten grad av likhet mellom stasjonene. En av fordelene med ordinasjon er at målte miljøvariable kan tegnes inn i ordinasjonsplottet for å illustrere sammenheng mellom grupper av stasjoner og f.eks. dyp, sedimenttype og metaller.

I MDS-ordinasjonen ble det også beregnet en såkalt **stress**-verdi. Stress er beregnet etter Kruskals stress-formel I (Kruskal & Wish 1978). Stress angir hvor godt det to-dimensjonale ordinasjonsplottet klarer å angi likhetene mellom stasjonene i datasettet. Stressverdien varierer mellom 0 og 1, hvor 0 angir en perfekt tilpasning. Generelt vil stressverdier lavere enn 0.1 indikere meget god tilpasning, mens verdier høyere enn 0.3 tyder på at for lite av informasjonen i dataene er representert i plottet.

Til ordinasjon av miljøvariable ble det benyttet Principal Component Analysis, PCA. Hovedhensikten var å illustrere at stasjonen utenfor Falconbridge, Fiskå og Marvika er lagt opp etter gradienter i

forurensning. Det ble derfor laget et korrelasjonsplot som illustrerer grad av samvariasjon mellom miljøvariablene ved hjelp av PCA-ordinasjon.

For å ekstrahere de antatt viktigste forklarende miljøvariablene i relasjon til mønstre i faunautbredelse ble det benyttet rank-korrelasjoner mellom PCA og MDS ordinasjoner utført med programmet BIOENV (Clarke & Ainsworth 1993). I denne analysen benyttes 'weighted' Spearman rank-korrelasjoner (r_s) mellom den resulterende likhetsmatrisen som MDS-ordinasjonen bygger på og den korrelasjonsbaserte PCA-analysen av miljøvariable. Data for fauna ble enkel kvadratrotransformert og data for miljøvariable ble log10-transformert og normalisert før analysen. Den miljøvariabelen eller kombinasjoner av miljøvariabler som gir den høyeste rank-korrelasjonen (r_s -verdien) er antatt å være de(n) viktigste forklarende variablene for faunaens sammensetning i undersøkelsesområdet.

Vedlegg 3a. Sikterest i grabbprøver. Volum av sikterest og beskrivelse av sammensetning. Materialet i sikteresten er registrert ved opparbeiding av prøvene.

St.	Lokalitet	Dyp (m)	Sikterest (dl)	Sedimentbeskrivelse
03	Bragdøya	16.5	4	Treflis og andre organiske partikler. Grus, stein, slagg, fragmenter av <i>Pectinaria</i> -rør.
05	Lumber	19.5	10	Mest treflis og trebiter, noe slagg, fragmenter av <i>Pectinaria</i> -rør. Orangefargete skall (også på levende <i>Thyasira</i>), kreosotaktig lukt.
07	Svensholmen	17.5	10	Noe rustbrunt materiale, mye organiske partikler og treflis, litt grus, stein, slagg og skallbiter.
09	Fiskå verk kai	16.5	20	Mye treflis, trebiter, slagg og kull, noe grus, fragmenter av <i>Pectinaria</i> -rør, orange belegg på <i>Thyasira</i>
15	Kirkeboen	21	10	Noe treflis og trebiter, gras og mose, grå leireklumper, grus, steiner, store skall.
17	Dybingen	19	4	Noe plantefragmenter, grus, skjellsand, fragmenter av <i>Pectinaria</i> -rør.
26	Kolsdalsbukta	29	8	Mest finfordelt organisk materiale, gras og småkvister, rustbrun farging, <i>Pectinaria</i> -rør, litt grus.
31	Lagmannsholmen	27.5	10	Stein, grus, slagg og kull, noe løv, trebiter og finfordelt terrestrisk plantemateriale.
40	Myrbukta	28	4	Finfordelt organisk materiale, løv, trebiter, noe grus
46	Falconbridge kai	14.5	15	Rustbrun farging, vond lukt, mye organisk materiale, løv, mye løse periostracum av blåskjell, blåskjellskall, orange og svarte små pulveraktige klumper, noe tjære, mye grus.
Lyng I	Lyngøy	21.5	15	Noe finfordelt organisk materiale, mest marint, fliker av rødalger, mye sand og litt skjellsand, en del stein og skall.
Lyng II	Lyngøy	19	18	Mest grus, litt skjellsand, småstein og skall.

Vedlegg 3b. Sikterest i sledeprøver. Volum av sikterest og beskrivelse av sammensetning. Materialet i sikteresten er registrert ved opparbeiding av prøvene.

Treknr	Lokalitet	Dyp (m)	Visuelle observasjoner	Sikterest (> 1 mm)
Slede I	Utenfor Fiskå verk	24-15	Slam og leire, grå og sort.	Volum 2-3 dl. Mye lys grå leire, tildels i biter som løste seg langsomt ved utvasking. Litt grus og småstein, kull og koksbitar, litt trestykker og småpinner, noe rester av løv og gress. Litt trådformede grønnalger. Noen rør av Pectinaria og amphipoder. Skallrester av Cerastoderma, Corbula, Turritella, Nassa
Slede II	Fiskå verk kai	15-9	Mørk slam og leire.	Volum 3-4 dl. Noen større trebiter, endel løv og noe finfordelt plantemateriale fra land. Litt grus og småstein, endel kull og koksbitar. Mye sagflis. Noen rør av Pectinaria og amphipoder.
Slede III	Falcon-bridge kai	23-16	Rødorange industrislam, noe felter med sort slam.	Volum 3-4 dl. Mye sprengstein, som grov grus og småstein. Mye rester av blåskjell, periostracum og delvist oppløste skall. Endel rester av løv og gress, noe plantefibre, barnåler og rester av mose. Litt treflis og koksbitar.
Slede IV	Kolsdalsbukta	28-29	Mørk slam.	2-3 dl. Mye rør av Pectinaria. Litt løv og bladrester, noe barnåler og plantefibre. Litt treflis og koksbitar. Litt smågrus.

Vedlegg 4. Fullstendig faunaliste for grabbprøver fra Kristiansandsfjorden 23. oktober 2001 (antall individer pr. 0.1 m²).

	3	5	7	9	15	17	26	31	40	46	LYNG1	LYNG2
Cerianthus lloydi	0	0	1	4	0	0	0	0	0	0	1	1
Edwardsia cf.danica	0	0	0	13	7	0	0	0	0	0	2	0
Edwardsia longicornis	2	3	4	23	18	38	0	22	1	0	20	28
Edwardsia tuberculata	0	0	0	1	7	4	0	3	0	0	34	43
Turbellaria indet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Nemertinea indet	50	80	108	75	48	38	65	86	4	2	11	40
Nematoda indet	0	0	2	0	20	0	0	0	4	0	2	9
Paramphinome jeffreysii	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aphrodita aculeata	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Harmothoe impar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Harmothoe lunulata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Subadyte pellucida	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Pholoe baltica	5	16	1	1	4	9	0	0	0	0	11	23
Eteone cf.longa	1	0	0	0	0	1	0	0	5	0	0	0
Phyllodoce mucosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0
Ophiodromus flexuosus	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
Exogone naidina	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	1
Sphaerosyllis hystrix	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nereis longissima	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Nereis virens	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Nephtys hombergii	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	1
Nephtys kersivalensis	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Nephtys sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Sphaerodorum flavum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Glycera alba	0	3	0	1	1	1	0	0	1	0	1	7
Glycinde nordmanni	0	0	1	0	2	1	0	0	0	0	2	0
Goniada maculata	0	2	0	6	12	6	0	1	0	0	6	5
Scoloplos armiger	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Scoloplos sp	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
Apistobranchnus tenuis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Levinsenia gracilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	15
Paradoneis lyra	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	13	26
Laonice bahusiensis	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Prionospio banyulensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	6
Prionospio cirrifera	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	2	3
Prionospio fallax	20	54	34	35	33	175	0	74	0	0	30	3
Prionospio multibranchiata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
Pseudopolydora paucibranchiata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Magelona alleni	2	5	0	2	1	3	0	0	0	0	0	4
Magelona minuta	6	16	25	15	20	27	0	0	0	0	15	19
Chaetozone sp	0	0	0	0	0	0	0	0	236	1	0	0
Cirratulus cirratus	0	0	0	0	0	0	0	0	27	2	0	0
Macrochaeta clavicornis	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Tharyx killariensis	7	4	0	0	5	15	0	42	0	0	0	1
Diplocirrus glaucus	0	0	0	0	5	8	0	0	0	0	4	2
Polyphysia crassa	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Scalibregma inflatum	1	0	0	0	8	0	0	1	0	0	3	3

Vedlegg 4 forts.

	3	5	7	9	15	17	26	31	40	46	LYNG1	LYNG2
Capitella sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0
Heteromastus filiformis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Mediomastus fragilis	0	14	2	1	2	2	0	3	0	0	1	0
Euclymeninae indet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Myriochele oculata	1	19	0	0	0	0	10	85	0	0	3	0
Owenia fusiformis	0	5	0	0	1	0	0	7	0	0	1	2
Pectinaria auricoma	0	1	0	0	2	0	5	2	0	0	2	2
Pectinaria belgica	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Pectinaria koreni	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Ampharete sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Sabellides octocirrata	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0
Sosane sulcata	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	10	19
Pista cristata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
Polycirrus sp	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
Scionella lornensis	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	2
Streblosoma intestinalis	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Terebellides stroemi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3
Trichobranchus roseus	0	0	0	0	6	16	0	0	0	0	0	2
Chone filicaudata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Chone sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Euchone rubrocincta	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3
Jasmineira caudata	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2	0
Sabellidae indet	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta indet	4	0	0	0	0	7	0	2	4	0	0	0
Tubificoides benedii	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0
Onoba vitrea	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aporrhais pespelecani	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Lunatia alderi	0	0	1	0	0	0	5	1	12	0	0	0
Melanella alba	0	17	0	0	0	1	0	0	0	0	2	2
Nassarius reticulatus	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Mangelia cf.brachystoma	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Philine quadrata	4	0	2	0	19	30	0	1	24	1	19	0
Philine scabra	2	0	5	0	7	1	8	21	0	0	4	2
Cylichna alba	0	0	1	4	7	5	0	1	0	0	2	0
Caudofoveata indet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Musculus marmoratus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Lucinoma borealis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Myrtea spinifera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Thyasira equalis	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Thyasira flexuosa	16	20	5	63	27	22	0	0	0	0	13	13
Montacuta ferruginosa	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Mysella bidentata	2	36	0	0	3	12	0	0	0	0	28	18
Acanthocardia echinata	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
Parvicardium minimum	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Parvicardium ovale	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Parvicardium sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Spisula elliptica	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cultellus pellucidus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0

Vedlegg 4 forts.

	3	5	7	9	15	17	26	31	40	46	LYNG1	LYNG2
<i>Abra nitida</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0
<i>Dosinia exoleta</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Venus ovata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Venus striatula</i>	1	8	0	0	0	12	8	0	0	0	0	0
<i>Mysia undata</i>	0	0	0	1	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Corbula gibba</i>	3	4	0	4	0	2	2	5	4	0	1	1
<i>Thracia sp</i>	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	1
<i>Cuspidaria obesa</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ammothea echinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Eudorella truncatula</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1
<i>Diastylis rostrata</i>	1	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Tanaidacea indet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5
<i>Acidostoma obesum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Ampelisca brevicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Ampelisca tenuicornis</i>	0	2	0	0	1	6	0	2	0	0	5	11
<i>Amphilochooides serratipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Cheirocratus sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Synchelidium haplocheles</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Atylus vedlomensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
Natantia indet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Zoealarve	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pisidia longicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Hippolyte varians</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Thoralus cranchii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Callianassa sp</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Galathea strigosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Anapagurus chiroacanthus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ebalia cranchi</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2	4
<i>Carcinus maenas</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Macropipus pusillus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Eurynome spinosa</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0
<i>Golfingia cf. minuta</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Golfingia procera</i>	0	0	0	0	4	2	0	0	0	0	1	1
<i>Phascolion strombi</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Priapulus caudatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Phoronis muelleri</i>	10	0	5	4	24	69	0	4	9	0	7	1
<i>Astropecten irregularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Marthasterias glacialis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Ophiuroidea indet	0	0	0	0	6	6	8	0	0	0	4	1
<i>Amphipholis squamata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Amphiura chiajei</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amphiura filiformis</i>	0	3	0	0	64	4	0	1	0	0	233	88
<i>Echinocyamus pusillus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Brissopsis lyrifera</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Echinocardium cordatum</i>	1	0	0	0	1	6	0	0	0	0	0	0
<i>Echinocardium flavescens</i>	1	0	0	1	0	2	0	0	0	0	1	0
<i>Labidoplax buski</i>	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	16	17
<i>Pogonophora indet</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Ascidiacea indet	0	0	0	0	2	0	0	5	0	0	6	6
Hemichordata indet	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	9

Vedlegg 5. De 10 tallmessig dominerende taxa pr. stasjon (0.1m²).

3			5				
	Individer	%	Kum %		Individer	%	Kum %
Nemertinea indet	50	35.0	35.0	Nemertinea indet	80	24.8	24.8
Prionospio fallax	20	14.0	49.0	Prionospio fallax	54	16.8	41.6
Thyasira flexuosa	16	11.2	60.1	Mysella bidentata	36	11.2	52.8
Phoronis muelleri	10	7.0	67.1	Thyasira flexuosa	20	6.2	59.0
Tharyx killariensis	7	4.9	72.0	Myriochele oculata	19	5.9	64.9
Magelona minuta	6	4.2	76.2	Melanella alba	17	5.3	70.2
Pholoe baltica	5	3.5	79.7	Pholoe baltica	16	5.0	75.2
Oligochaeta indet	4	2.8	82.5	Magelona minuta	16	5.0	80.1
Philine quadrata	4	2.8	85.3	Mediomastus fragilis	14	4.3	84.5
Corbula gibba	3	2.1	87.4	Venus striatula	8	2.5	87.0

7			9				
	Individer	%	Kum %		Individer	%	Kum %
Nemertinea indet	108	55.1	55.1	Nemertinea indet	75	29.0	29.0
Prionospio fallax	34	17.3	72.4	Thyasira flexuosa	63	24.3	53.3
Magelona minuta	25	12.8	85.2	Prionospio fallax	35	13.5	66.8
Philine scabra	5	2.6	87.8	Edwardsia longicornis	23	8.9	75.7
Thyasira flexuosa	5	2.6	90.3	Magelona minuta	15	5.8	81.5
Phoronis muelleri	5	2.6	92.9	Edwardsia cf.danica	13	5.0	86.5
Edwardsia longicornis	4	2.0	94.9	Goniada maculata	6	2.3	88.8
Mediomastus fragilis	2	1.0	95.9	Cerianthus lloydi	4	1.5	90.3
Philine quadrata	2	1.0	96.9	Cylichna alba	4	1.5	91.9
Cerianthus lloydi	1	0.5	97.4	Corbula gibba	4	1.5	93.4

15			17				
	Individer	%	Kum %		Individer	%	Kum %
Amphiura filiformis	64	16.0	16.0	Prionospio fallax	175	31.1	31.1
Nemertinea indet	48	12.0	28.0	Phoronis muelleri	69	12.3	43.4
Prionospio fallax	33	8.3	36.3	Edwardsia longicornis	38	6.8	50.2
Thyasira flexuosa	27	6.8	43.0	Nemertinea indet	38	6.8	56.9
Phoronis muelleri	24	6.0	49.0	Philine quadrata	30	5.3	62.3
Magelona minuta	20	5.0	54.0	Magelona minuta	27	4.8	67.1
Philine quadrata	19	4.8	58.8	Thyasira flexuosa	22	3.9	71.0
Edwardsia longicornis	18	4.5	63.3	Trichobranchus roseus	16	2.8	73.8
Goniada maculata	12	3.0	66.3	Tharyx killariensis	15	2.7	76.5
Sosane sulcata	10	2.5	68.8	Mysella bidentata	12	2.1	78.6

26			31				
	Individer	%	Kum %		Individer	%	Kum %
Nemertinea indet	65	57.0	57.0	Nemertinea indet	86	22.3	22.3
Myriochele oculata	10	8.8	65.8	Myriochele oculata	85	22.0	44.3
Philine scabra	8	7.0	72.8	Prionospio fallax	74	19.2	63.5
Venus striatula	8	7.0	79.8	Tharyx killariensis	42	10.9	74.4
Ophiuroidea indet	8	7.0	86.8	Edwardsia longicornis	22	5.7	80.1
Pectinaria auricoma	5	4.4	91.2	Philine scabra	21	5.4	85.5
Lunatia alderi	5	4.4	95.6	Scoloplos sp	10	2.6	88.1
Corbula gibba	2	1.8	97.4	Owenia fusiformis	7	1.8	89.9
Nereis longissima	1	0.9	98.2	Corbula gibba	5	1.3	91.2
Pectinaria belgica	1	0.9	99.1	Ascidacea indet	5	1.3	92.5

Vedlegg 5 forts.

40				46			
	Individer	%	Kum %		Individer	%	Kum %
Chaetozone sp	236	71.5	71.5	Phyllodoce mucosa	13	36.1	36.1
Cirratulus cirratus	27	8.2	79.7	Capitella sp	8	22.2	58.3
Philine quadrata	24	7.3	87.0	Tubificoides benedii	6	16.7	75.0
Lunatia alderi	12	3.6	90.6	Nemertinea indet	2	5.6	80.6
Phoronis muelleri	9	2.7	93.3	Cirratulus cirratus	2	5.6	86.1
Eteone cf. longa	5	1.5	94.8	Chaetozone sp	1	2.8	88.9
Nemertinea indet	4	1.2	96.1	Heteromastus filiformis	1	2.8	91.7
Oligochaeta indet	4	1.2	97.3	Philine quadrata	1	2.8	94.4
Corbula gibba	4	1.2	98.5	Natantia indet	1	2.8	97.2
Ampelisca brevicornis	2	0.6	99.1	Carcinus maenas	1	2.8	100.0

Lyng1				Lyng2			
	Individer	%	Kum %		Individer	%	Kum %
Amphiura filiformis	233	40.5	40.5	Amphiura filiformis	88	18.8	18.8
Edwardsia tuberculata	34	5.9	46.4	Edwardsia tuberculata	43	9.2	28.0
Prionospio fallax	30	5.2	51.7	Nemertinea indet	40	8.5	36.5
Mysella bidentata	28	4.9	56.5	Edwardsia longicornis	28	6.0	42.5
Edwardsia longicornis	20	3.5	60.0	Paradoneis lyra	26	5.6	48.1
Philine quadrata	19	3.3	63.3	Pholoe baltica	23	4.9	53.0
Labidoplax buski	16	2.8	66.1	Magelona minuta	19	4.1	57.1
Magelona minuta	15	2.6	68.7	Sosane sulcata	19	4.1	61.1
Paradoneis lyra	13	2.3	71.0	Mysella bidentata	18	3.8	65.0
Thyasira flexuosa	13	2.3	73.2	Labidoplax buski	17	3.6	68.6

B1-1				B1-2			
	Individer	%	Kum %		Individer	%	Kum %
Oligochaeta indet	500	52.4	52.4	Thyasira flexuosa	77	20.9	20.9
Pholoe baltica	121	12.7	65.1	Echinocardium cordatum	47	12.7	33.6
Scoloplos armiger	55	5.8	70.9	Nemertinea indet	34	9.2	42.8
Protodorvillea kefersteini	52	5.5	76.3	Oligochaeta indet	30	8.1	50.9
Pseudopolydora paucibr.	41	4.3	80.6	Philine quadrata	13	3.5	54.5
Thyasira flexuosa	32	3.4	84.0	Mediomastus fragilis	11	3.0	57.5
Nemertinea indet	25	2.6	86.6	Prionospio fallax	10	2.7	60.2
Exogone naidina	16	1.7	88.3	Edwardsidae indet	8	2.2	62.3
Echinocardium cordatum	12	1.3	89.5	Pseudopolydora paucibr.	8	2.2	64.5
Spio filicornis	9	0.9	90.5	Sabellidae indet	8	2.2	66.7

B1-3				B2-2			
	Individer	%	Kum %		Individer	%	Kum %
Thyasira flexuosa	84	21.9	21.9	Thyasira flexuosa	30	15.2	15.2
Capitella sp	81	21.1	43.1	Prionospio fallax	19	9.6	24.9
Nemertinea indet	30	7.8	50.9	Ophiuroidea indet	14	7.1	32.0
Prionospio fallax	19	5.0	55.9	Nemertinea indet	13	6.6	38.6
Magelona minuta	17	4.4	60.3	Edwardsidae indet	12	6.1	44.7
Scoloplos armiger	14	3.7	64.0	Diplocirrus glaucus	11	5.6	50.3
Mediomastus fragilis	13	3.4	67.4	Sosane sulcata	9	4.6	54.8
Echinocardium cordatum	13	3.4	70.8	Paradoneis lyra	8	4.1	58.9
Oligochaeta indet	9	2.3	73.1	Sabellidae indet	8	4.1	62.9
Pectinaria auricoma	8	2.1	75.2	Goniada maculata	7	3.6	66.5

Vedlegg 5 forts.

	B3-3		
	Individer	%	Kum %
Prionospio fallax	46	22.5	22.5
Diplocirrus glaucus	27	13.2	35.8
Pholoe baltica	11	5.4	41.2
Nemertinea indet	10	4.9	46.1
Amphiura chiajei	9	4.4	50.5
Prionospio cirrifera	7	3.4	53.9
Spiohanes kroyeri	7	3.4	57.4
Glycera alba	6	2.9	60.3
Thyasira equalis	6	2.9	63.2
Tanaidacea indet	6	2.9	66.2

Vedlegg 6. Fullstendige resultater for prøver med bunnslede (Ockelmann-slede) i Kristiansandsfjorden 23. oktober 2001.

Sledetrek nr		I	II	III	IV
Lokalitet		Utenfor Fiskå	Fiskå verk kai	Falconbridge kai	Kolsdalsbukta
Dyp m		24-15	15-9	23-16	28-29
Cnidaria	Edwardsia longicornis				3
	Edwardsia sp.		4		
	Alcyonacea ind (koloniform)				1
Platyhelminthes	Turbellaria ind.		1		
Nemertinea	Nemertinea ind.	1	5		10
Polychaeta	Aphrodita aculeata		2		
	Phyllodoce mucosa		1	21	
	Eteone cf. longa			1	
	Pholoe baltica		5		
	Nereimyra punctata		2		
	Platynereis dumerilii	1	18	1	
	Sphaerodorum flavum		1		
	Protodorvillea kefersteini		10		
	Prionospio fallax		18		
	Cirratulus cirratus			6	
	Tharyx killariensis		9		
	Capitella sp.			5	
	Mediomastus fragilis				2
	Owenia fusiformis				1
	Myriochele oculata				2
	Pectinaria auricoma	2			39
	Pectinaria koreni				2
	Pectinaria belgica				1
	Ampharete finmarchica		1		
	Hydroides norvegica	1			
Pomatoceros triqueter				6	
Oligochaeta	Tubificoides benedii		3	1	
Prosobranchia	Mangelia attenuata		1		
	Nassarius reticulatus		6	3	4
Opisthobranchia	Nudibranchia ind.				1
	Philine quadrata		6	1	
Bivalvia	Philine scabra		1		
	Abra nitida		1		
	Corbula gibba	4	4		1
	Cultellus pellucidus				2
	Thyasira flexuosa		1		1
	Venus striatula		1		3
Peracarida	Mysidacea ind		1		
	Diastylis rostrata		2		
	Cheirocratus sp.		1		
	Amphipoda ind.		1		
Decapoda	Pandalina brevisrostris		3		1
	Crangon crangon			1	
	Philocheras bispinosus		2		
	Carcinus maenas			1	
	Macropipus pusillus	1	1		1
Echinodermata	Luidia sarsi		1		
	Asterias rubens	2	4	3	
	Asteroidea ind., juv	1			
	Ophiotrix fragilis	1			
	Ophiura albida				1
	Ophiuroidea ind., juv				2
	Echinocardium cordatum	1			
	Echinocardium flavescens	4			
Urochordata	Echinoidea ind., juv		1		
	Ascidiacea ind.	10	29	2	1
Pisces	Pomatoschistus pictus		3		
	Arnoglossus laterna	1			

Vedlegg 3

Forurensningsbudsjetter

Jens Skei, NIVA

Innhold

Sammendrag	86
1. Bakgrunn.....	87
2. Sedimentet som lager for miljøgifter	88
3. Sedimentet som kilde for miljøgifter	89
4. Sedimentets relative betydning som kilde for miljøgifter.....	91
5. Transport av miljøgifter i det marine miljø.....	96
5.1 Vertikale transporter av miljøgifter	96
5.1.1. Transport av miljøgifter fra vann til luft og fra luft til vann	96
5.1.2. Transport av miljøgifter fra vann til sediment (sedimentasjon)	96
5.1.3. Transport av miljøgifter fra sediment til vann (utlekking).....	97
5.1.4. Transport av miljøgifter vertikalt i sedimentet forårsaket av sedimentlevende dyr...	97
5.2. Horisontale transporter av miljøgifter i det marine miljø.....	97
5.2.1. Estuarin transport	98
5.2.2. Dypvannsutsiftninger	98
5.2.3. Oppvirvling	98
6. Transport av miljøgifter i Kristiansand havn	99
6.1. Transport av miljøgifter fra land til sjø	99
6.2. Episodiske tilførsler.....	100
6.3. Mengdeberegning av lagret forurensning i sedimentene og fluksrater	100
7. Referanser.....	105

Sammendrag

Delprosjektet fokuserer på kilder til forurensing av miljøgifter i fjorder og havner og det relative bidraget fra forurensede sedimenter basert på ulike beregningsmåter. Rapporten tar også for seg vertikal og horisontal transport av miljøgifter i et marint system, i et forsøk på å kunne estimere stoffbudsjetter.

Rapporten er en delrapport under prosjektet risikovurderinger knyttet til forurensede sedimenter og målsettingen har vært å styrke beslutningsgrunnlaget for tiltak.

Oversikt over landbaserte kilder før man gjør beslutning om tiltak mot forurensede sedimenter er en viktig forutsetning. Dette omfatter også episodiske tilførsler (uhellsutslipp etc.). Literaturdata basert på teoretiske modeller og eksperimentelt arbeid viser at i forhold til de store lagre av miljøgifter som ligger i forurensede sedimenter så er det små mengder som lekker ut ved diffusjon. Transporten av miljøgifter fra sediment til vann øker når sedimentet blir utsatt for fysiske forstyrrelser (oppvirvling som følge av skipstrafikk, biologisk aktivitet i sedimentet etc.) på grunn av desorpsjon av miljøgifter fra partikler. Oppvirvling kan også føre til at forurensede partikler transporteres fra et sterkt forurenset område til et lite forurenset område.

Det er gjort beregninger av størrelsen på lagrene av nikkel, HCB og PAH i de øvre 10 cm av sedimentene i henholdsvis Hanneviksbukta og Fiskåbukta i Kristiansandsfjorden. Begge disse områdene er vurdert som aktuelle i forbindelse med tiltak. Dette sedimentlaget antas å være et aktivt lag hvor utveksling med vannmassen over kan skje. Ved å bruke erfaringsdata fra litteraturen og fra eksperimentelle undersøkelser er det gjort anslag på hvor mye som sedimentene i de to områdene bidrar med til vann pr. år. Disse tallene er igjen sammenlignet med kjente utslipp fra Falconbridge. Det konkluderes med at bidraget av nikkel er åpenbart større fra sedimentene enn fra dagens utslipp, videre at bidraget av HCB er betydelig i forhold til utslippet til Hanneviksbukta. Når det gjelder PAH, som dominerer forurensningen i Fiskåbukta, antas tilførslene fra sedimentene å være små. Det bør påpekes at det ikke eksisterer utslippstall for PAH til området. Disse forholdene bør tas i betraktning når behovet for tiltak i de to områdene skal utredes videre.

1. Bakgrunn

For å kunne gjennomføre forurensningsbegrensende tiltak som har en tilsiktet effekt er det viktig å kunne skalere kilder og transport av forurensning. Det relative bidraget fra ulike kilder bør stadfestes slik at de viktigste kildene elimineres først. Viktigheten av en kilde er ikke bare avhengig av størrelse, men også hvordan forurensningen transporteres fra kilden til omgivelsene og varigheten av belastningen. Hva er å foretrekke av en kortvarig kraftig forurensning framfor en langvarig og liten forurensning? Dette er viktige spørsmål å besvare. Likeså kan man spørre: Forurensning som transporteres i overflaten, har det samme biologisk effekt som transport på dypere vann? Blåskjell vokser i overflatelaget og det er først når overflatevannet blir forurenset at blåskjell eksponeres for miljøgifter.

Det er således en rekke avklaringer som er nødvendig når man vurderer risiko knyttet til forurensede sedimenter. Stofftransporten spiller en viktig rolle for å avklare hvilke transportere som er vesentlige og hvilke som kan neglisjeres. Det er imidlertid et problem å kvantifisere stofftransport fordi denne varierer mye over tid. I tillegg har vi vanligvis dårlig informasjon om forurensningskilder.

Dette prosjektet har som målsetting å gjøre betraktninger omkring sedimentet som potensiell forurensningskilde og hvilke faktorer som influerer på denne kilden generelt. Rapporten tar for seg Kristiansandsfjorden spesielt for å vurdere stofftransporter og sedimentenes relative rolle som miljøproblem, men problemstillingene som belyses vil også gjelde for andre områder. Konkret ønsket vi å ta fatt i hva vi vet om landbaserte kilder (basert på tiltaksplanen, 2001) og hva vi vet om de forurensede sedimentene i Kristiansandsfjorden (basert på NIVAs sedimentundersøkelser i 2001). På grunnlag av dette vil det bli gjort en vurdering av sedimentenes relative betydning som kilde ved å ta i bruk erfaringstall fra eksperimentelle undersøkelser og teoretisk betraktninger.

2. Sedimentet som lager for miljøgifter

Både organiske og uorganiske miljøgifter akkumuleres i bunnsedimenter. Konsentrasjonsnivåene vil avhenge av hvor store forurensningskilder som befinner seg i sedimentasjonsområdet og hvor stor fortynningen er med uforurensede sedimenter. For å kunne vite noe om transport av forurensning til sedimentene må vi kjenne til både sedimentasjonsrater og konsentrasjonsnivåer.

Undersøkelser av miljøgiftinnholdet i havnesedimenter har dokumentert at sedimentene representerer store lagre av miljøgifter. Miljøkonsekvensene vil i stor grad være avhengig om dette lageret befinner seg i sedimentoverflaten eller langt nede i sedimentet. Vi har således et hurtig-lager øverst som anslagsvis utgjør de øvre 10 cm hvor det foregår en betydelig biologisk aktivitet og hvor sedimentene forstyrres. Dette lageret står i nærkontakt med vannfasen over gjennom aktive utvekslingsprosesser. I dette laget er det også stor mikrobiell aktivitet hvor det organiske materialet utsettes for store endringer i sammensetning. Det styrer igjen i stor grad oksygenforbruket i sedimentet og kan endre miljøgiftenes bindingsform.

Fra 10 cm dyp og nedover har vi et langtidslager for miljøgifter. Her er transportene i stor grad begrenset til diffusjonsprosesser. Dette sedimentlageret er i liten kontakt med sedimentlevende dyr og befinner seg i betydelig avstand fra grenseflaten mellom sediment og vann. Vi kan derfor i stor grad betrakte lageret av miljøgifter dypere enn 10 cm i sedimentet som et permanent lager. Ved beregning av flukser mellom sediment og vann kan vi derfor uten alt for store feilkilder betrakte det øvre sedimentlaget (0-10 cm dyp) som det aktive lageret som kan forårsake miljøproblemer.

3. Sedimentet som kilde for miljøgifter

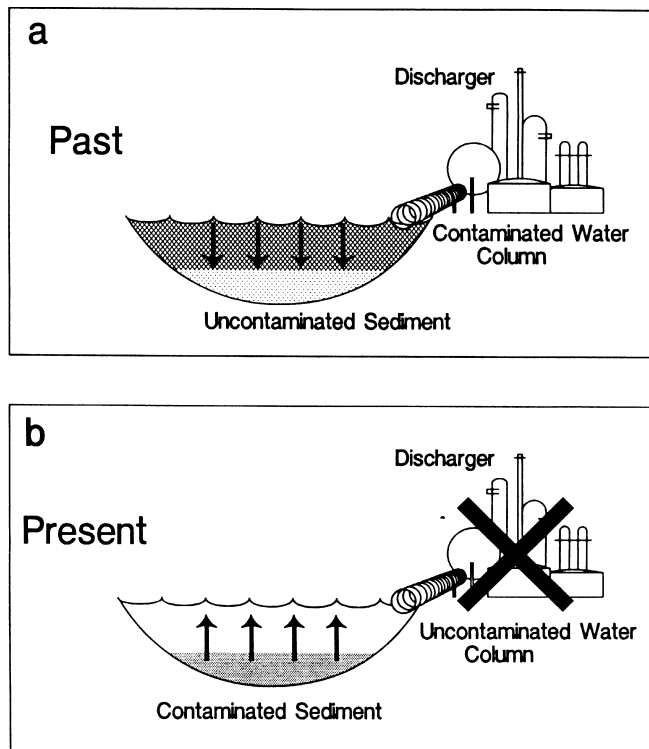
Forurensede sedimenter har vært betraktet både som en felle og en kilde for miljøgifter. I hovedsak er det en felle. Imidlertid, ved at lageret ofte er stort, kan selv et lite prosentuell bidrag fra sedimentene representere en betydelig kilde. Som et eksempel kan nevnes at et sediment som innenfor et bunnområde på 1 km² inneholder 1 mg/kg kvikksølv (tilstandsklasse III i henhold til SFTs klassifiseringssystem) i de øvre 5 cm av sedimentet inneholder vel 30 kg kvikksølv. Selv om bare 1% av kvikksølvet (dvs. 0.3 kg) som ligger lagret frigjøres og kan betraktes som en kilde, vil dette utgjøre 3 % av det totale utslippet av kvikksølv fra norsk industri til vann i Norge i 1998.

Det er gjort en del beregninger av størrelsen av miljølageret i fjorder og havner. I området Bjørvika-Bispevika i Oslofjorden (Konieczny 1992) er det beregnet at i de øvre 5 cm av sedimentene, er det lagret 35 kg kvikksølv. Tilsvarende er det innerst i Sørfjorden i Hardanger (Næs og Skei 1986), som er en typisk industripåvirket fjord, beregnet et lager på 15-20 tonn kvikksølv i de øvre 10 cm av sedimentet (i 1986) innenfor et bunnareal på 2.6 mill m².

Med bare utgangspunkt i størrelsen på lagrene i overflatesedimentene, er det sannsynliggjort at sedimentene kan representere en betydelig kilde. En vesentlig faktor i vurderingen er om hovedmengden av lagret miljøgifter befinner seg i de øverste centimetrene av sedimentet eller i dypere lag. Som hovedprinsipp kan man anta at kun det som er lagret i de øvre 10 cm i virkeligheten utgjør en trussel i form av aktiv kilde. Begrunnelsen for det er følgende:

1. Gravende dyr er mest aktive i de øvre 10 cm av sedimentet
2. En oppvirvling som skyldes vannbevegelser (strøm og bølger) vil sjelden påvirke sedimenter på dyp større enn 10 cm
3. Diffusjon av miljøgifter fra sediment til vann skjer ved utveksling mellom porevann i de øverste millimetrene av sedimentet og til vann like over sedimentet

Dette innebærer at problemet med forurensede sedimenter er størst i områder hvor forurensningen er fersk, dvs. at tilførslene til sedimentet har pågått inntil nylig og at overflatesedimentene dermed er forurensset. I områder hvor tilførslene til sedimentet opphørte for lenge siden, og hvor storparten av forurensningen nå ligger dypere enn 10 cm, er sedimentet langt mindre viktig. Disse forholdene bør vurderes i forbindelse med kriterier for tiltak. Dette gjelder spesielt områder hvor industriutslipp er opphørt som følge av i prosessendringer eller hvor industrien er nedlagt (Figur 1).



Figur 1. Sedimentenes rolle i dag (b) som forurensningskilde sammenlignet med tidligere (a) (etter Burgess og Scott, 1992)

4. Sedimentets relative betydning som kilde for miljøgifter

For å kunne vurdere sedimentets relative betydning som kilde for miljøgifter trenger vi å kunne anslå hvor mye miljøgifter som lekker ut av sedimentene, eller som virvles opp og transporteres. Det er ikke gjort utlekkingsforsøk med sedimenter fra Kristiansandsfjorden. Det er imidlertid gjort på metallforurensede sedimenter fra Sørfjorden (Skei et al. 1987) og sedimenter forurenset av klororganiske forbindelser i Grenlandsområdet (Skei et al. 1989). Vi har således noe erfaringsdata fra eksperimentell virksomhet. I tillegg kan teoretiske data brukes særlig basert på fordelingskoeffisienter mellom sediment og vann.

Eksperimenter med forurensede sedimenter fra Odda-området hadde som målsetting å kvantifisere utlekkingen av kopper, bly, kadmium, sink og kvikksølv fra sedimentene. Dette var meget sterkt forurensede sedimenter (tilstandsklasse V). Eksperimentene ble utført ved NIVAs Marine Forskningsstasjon Solbergstrand i 1987. Boks-corene ble tatt innerst i Sørfjorden og fraktet til stasjonen hvor man kunne måle lekkasjen av metaller til vann som strømmet kontinuerlig over sedimentoverflaten uten å virvle opp sedimentet. Ved måling av gjennomstrømming (flow) og konsentrasjon ble transporten av metaller fra sediment til vann kalkulert ($\text{mg m}^{-1} \text{d}^{-1}$). På den måten fikk man fram tall for hva 1m^2 Sørfjord-bunn avgav av tungmetaller pr. tidsenhet. Ved å multiplisere med størrelsen på arealet med forurenset sediment kunne man komme med et anslag for det totale bidraget av metaller fra sedimentene. Dette kunne så sammenlignes med direkte utslipp fra industrien. Resultatene viste at innenfor et areal med forurensede sedimenter på 2.6 km^2 ble bidraget beregnet til:

Sink: 21000 kg pr.år

Bly: 1800 kg pr.år

Kopper: 270 kg pr. år

Kadmium: 140 kg pr.år

Kvikksølv : 0.5 kg pr.år.

Dette representerte transport fra sediment til vann (fluks) forutsatt at sedimentene ikke ble utsatt for fysisk forstyrrelse. Sammenlignet med daværende (1986) utslipp av tungmetaller fra Norzink og Odda Smelteverk, representerte sedimentenes bidrag like mye når det gjaldt sink, mere når det gjaldt bly, kopper og kadmium og mindre når det gjaldt kvikksølv⁴.

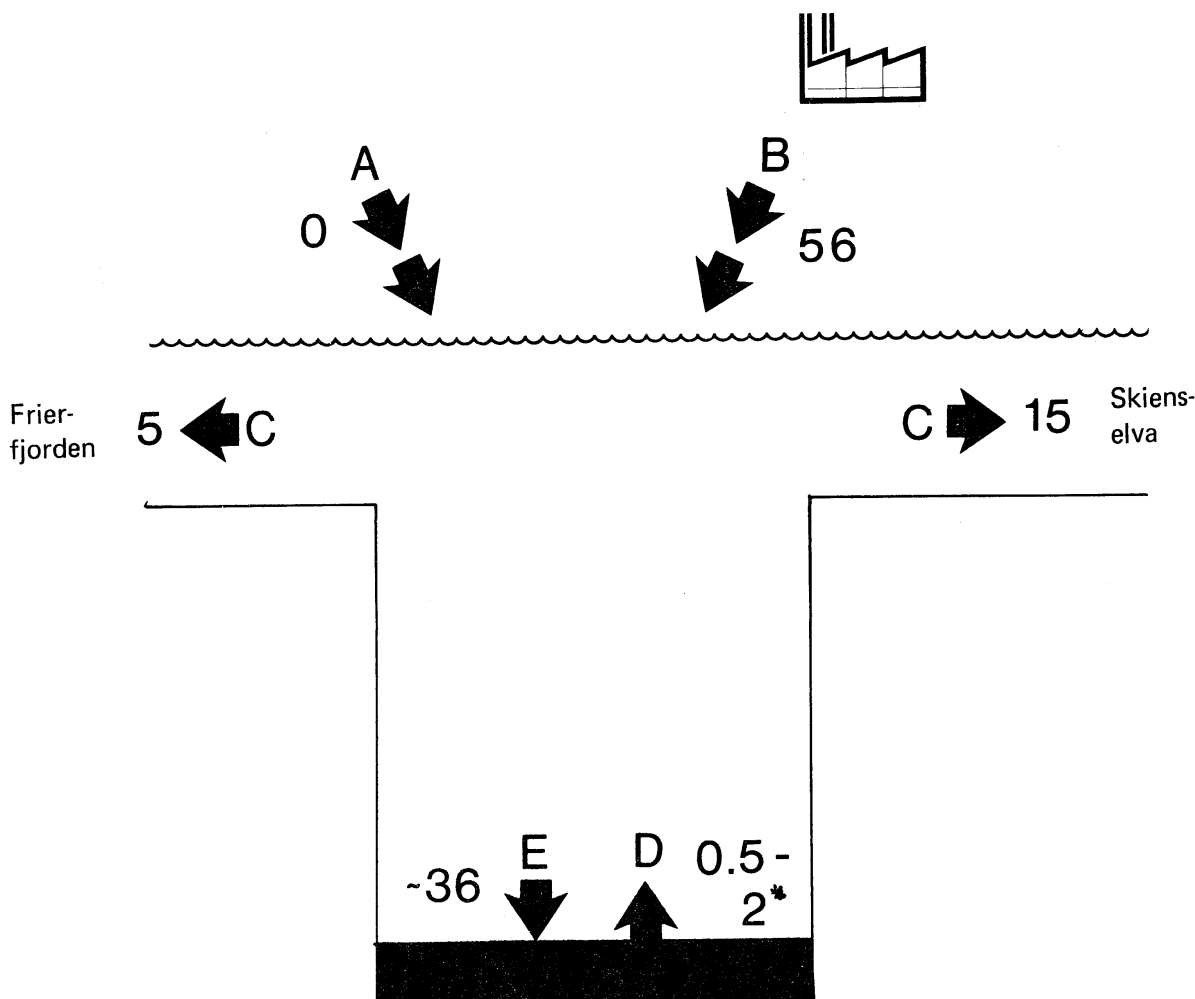
Tilsvarende eksperimenter ble gjort med sedimenter fra Gunnekleivfjorden ved Norsk Hydro på Herøya (Næs 1989). Her var fokus knyttet til kvikksølv og klororganiske miljøgifter (spesielt heksaklorbenzen (HCB)). Nivåene av kvikksølv i sedimentene i Gunnekleivfjorden var svært høye (100-200 mg/kg). Det ble også påvist betydelige mengder med metyll-kvikksølv i sedimentene, noe som i stor grad influerte på biotilgjengeligheten.

Konsentrasjonene av HCB var også svært høye (13.000 x normal konsentrasjon i diffust belastede sedimenter). Mektigheten av det forurensede laget var mellom 30 og 60 cm, men med større mektighet nær utslippspunktet. En beregning viste at det var lagret 20-30 tonn kvikksølv (1.7 tonn i de øvre 5cm av sedimentet) og ca. 1900 kg HCB (530 kg i de øvre 5 cm) i sedimentene i Gunnekleivfjorden.

Eksperimentelt arbeid med disse sedimentene ble utført for å måle lekkasje til vann over sedimentet når sedimentet ikke blir virvlet opp. Innenfor et område på 1 km^2 ble det frigitt i underkant av 1 kg kvikksølv pr. år. Tilsvarende ble det frigitt i underkant av 0.5 kg HCB. I forhold til mengder av kvikksølv og HCB lagret i overflatesedimentene er dette meget små mengder. Dette henger naturlig sammen med lav vannløslighet av de miljøgiftene det gjelder. Når sedimentene ble virvlet opp, slik at partikkelmengden i vannet økte med en faktor på 3,

økte lekkasjen av løst kvikksølv og HCB henholdsvis med en faktor på 25 og 3. Dette illustrerer betydningen av oppvirvling, f.eks i forbindelse med propellersjøn.

I forbindelse med Gunnekleivfjord-prosjektet ble det laget et stoffbudsjett (Figur 2) som viser tilførsler fra land via utslipp og via diffus avrenning, transport i vannmassene og bidrag fra sedimentene. Stoffbudsjettet sannsynliggjorde at bidraget av kvikksølv fra sedimentene var større enn tilførslene fra land. For HCB var de landbaserte kildene (direkte utslipp fra Herøya) den dominerende kilden. På grunnlag av dette eksperimentelle arbeidet kunne man fastslå at det hadde liten hensikt å gjøre noe med sedimentene for å bedre på situasjonen når det gjaldt de organiske miljøgiftene. Innsatsen burde gå på å redusere utslippet. Resultatene både fra eksperimenter med sedimenter fra Sørfjorden og fra Herøya-området har vist at eksperimentell virksomhet er et nyttig i forbindelse med beslutningsgrunnlaget, selv om arbeidet er beheftet med stor usikkerhet.



$$C = A + B + D - E$$

- A = sig fra landdeponier (beregnet av Norges Geotekniske Institutt).
- B = utslipp fra Hydro Porsgrunn (beregnet av Hydro Porsgrunn)
- C = transport ut av Gunnekleivfjorden til Frierfjorden og Skienselva (målt av NIVA).
- D = frigivelse fra sedimentene (beregnet fra eksperimenter på Solbergstrand)
- E = sedimentasjon (beregnet som differanse mellom tilførsel og transport gjennom kanalene).

* Tallet 2 kg er framkommet på samme måte som maksimumsanslaget for løst kvikksølv.

Figur 2. Stoffbudsjett for klororganiske forbindelser (hexklorbenzen og oktaklorstyren) for Gunnekleivfjorden ved Herøya (etter Skei, 1989).

I tillegg til eksperimenter med boks-corere og gjennomstrømningssystemer, som nevnt ovenfor, er det også gjort utlekkingsforsøk i lab-skala med sedimentkjerner med sjøvann over (statiske forsøk). Eksempelvis ble det gjennomført med sedimenter fra Grisevarden, Flekkefjord. Det ble gjennomført et utlekkingsforsøk som hadde som mål å registrere transport av krom fra sediment til vann (Konieczny og Næs 1991). Sedimentene var ekstremt forurenset av krom (maksimum 30.000 mg/kg) på grunn av utslipp fra garveri. Samtidig var

sedimentene anoksiske. Selve forsøkene ble gjennomført på sedimenter som inneholdt 500 mg/kg krom. Målinger i vannet over sedimentet etter 90 dagers eksponeringstid viste ikke forhøyede nivåer av krom. Det betyr at det ikke ble registrert en aktiv transport av krom fra sediment til vann under anoksiske forhold. Forholdet kan imidlertid være helt annerledes hvis sedimentene ble oksiske i overflaten. Redoksforhold har derfor stor betydning for mobiliteten av metaller i sedimenter. I tillegg vil oksiske forhold gi grunnlag for en bunnfauna som vil bidra til å øke transporten av både løste (porevannspumping) og partikulært bundet forurensninger mellom sediment og vann.

I tillegg til norske undersøkelser knyttet til kvantifisering av tilførsler fra forurensede sedimenter, er det gjort en undersøkelse i Ørserumsviken i Sverige i forbindelse med en risikovurdering knyttet til sedimenter forurenset med kvikksølv (Hg) og PCB (Axelman et al. 1998). Utslipp fra industri som resyklere papir gav høye nivåer av Hg og PCB i et sedimentasjonsbasseng og i et deponi, samt i sedimentene i sjøen utenfor. Slammet i sedimentasjonsbassenget inneholdt 10-100 mg/kg PCB og mengden PCB ble beregnet til 500 kg. I tillegg ble mengden i deponiet beregnet til 350 kg og i sedimentene i Ørserumsviken ca. 110 kg. Tilsvarende ble det beregnet en mengde på 300 kg kvikksølv i sedimentasjonsbassenget, 140 kg i deponiet og 120 kg i sedimentene. Det betyr at i hele området er det lagret ca. 1 tonn PCB og 0.6 tonn kvikksølv.

Spørsmålet som da meldte seg, var om disse miljøgiftene ble i sedimentet eller om de ville lekke ut til vannmassen eller spres på annen måte. Undersøkelsen konkluderte med at en stor del av PCB-en spres fra området direkte til luft, spesielt fra deponiet hvor nivåene var ekstremt høye og dels ved fordampning fra vannoverflaten i Ørserumsviken. En kritisk parameter i denne sammenheng er transporthastigheten over grenseflaten luft-vann. Denne kan beregnes ved bruk av gass-konstanter og fordelingskoeffisienter mellom luft og vann. Når det gjelder transport mellom sediment og vann så skjer den på to måter:

1. Diffusiv utveksling mellom sediment og vann.
2. Desorpsjon fra resuspenderte partikler

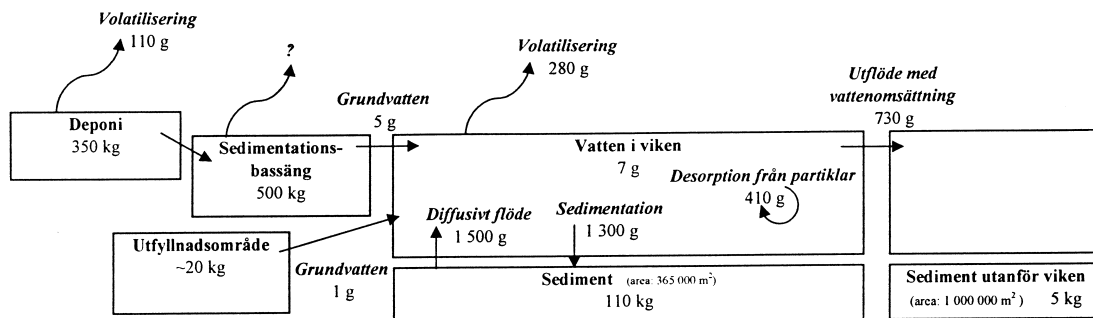
Det er utarbeidet modeller som tar hånd om disse beregningene. Oftest er blandingskoeffisienten en styrende faktor. Den er sterkt influert av den biologiske blandingen av sedimentet. Videre er tykkelsen av grensesjiktet (boundary layer) hvor utvekslingen skjer mellom sediment og vann viktig. Den er avhengig av de fysiske forholdene i grenseflaten. I områder med bløte sedimenter og hvor strømhastighetene ligger i området 6-17 cm/sek er tykkelsen av grensesjiktet beregnet til 0.1-0.3 mm (Chen 1993). Ørserumsviken har et overflateareal på 366.000 m² og den diffuse lekkasjen fra sediment til vann ble beregnet til 1513 g sum PCB per år (ca. 4 mg/ m²). Dette gir et bilde av tilførslene fra et sediment som inneholder mellom 1 og 10 mg PCB /kg sediment.

I tillegg til den diffusive transporten mellom sediment og vann, som er styrt av forskjeller i konsentrasjonene av løst PCB i porevann og i vannet over sedimentet, kommer effekten av resuspensjon (oppvirvling) og desorpsjon fra oppvirvlede partikler. Denne prosessen er blant annet avhengig av partikkelstørrelsen, organisk innhold i partikkelen, avvik fra likevekt mellom forbindelsen på partikkelen og forbindelsen i vann og oppholdstiden av partiklene i vannmassen etter at de er virvlet opp. Slike analyser er gjennomført i Ørserumsviken. Beregningene viste at innenfor det totale arealet av Ørserumsviken (366.000 m²) utgjorde transporten av PCB fra oppvirvlede partikler 417 g sum PCB per år og 1277 g Hg per år (eller 1.1 mg PCB/ m² og 3.5 mg Hg/ m²). Dette tilsier at i dette tilfellet er den diffusive transporten av PCB fra sediment til vann viktigere enn den mengden PCB som desorberes fra oppvirvlede

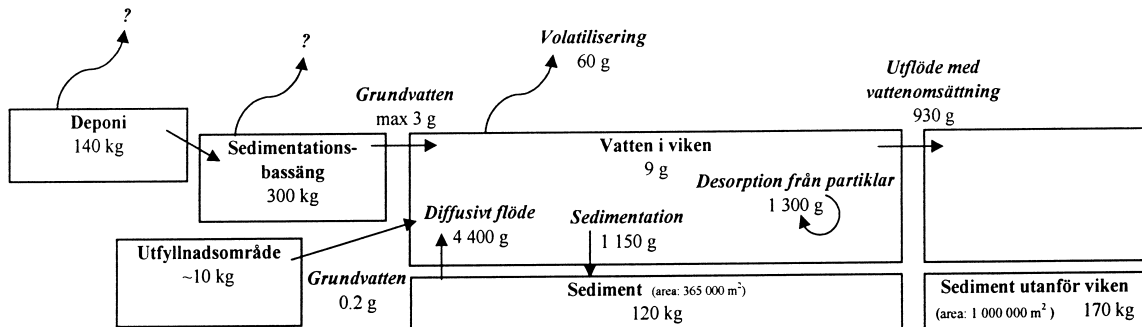
partikler. I tillegg kommer imidlertid mengden PCB som spres med transport av partikulært materiale. Det sammenfattende stoffbudsjettet for Σ PCB og Hg i Ørserumsviken er vist i Figur 3. Slike problemstillinger er meget aktuelle også i havner hvor det skjer oppvirvling av forurensede sedimenter.

Axelmann et al. : "PCB- og kvikksilverundersökning i Ørserumsviken – Sluttrapport mars 1998"

Innehåll och årliga flöden av Σ PCB i Ørserumsviken



Innehåll och årliga flöden av Hg i Ørserumsviken



Figur 3. Stoffbudsjett for PCB og Hg i Ørserumsviken i Sverige (etter Axelmann et al., 1998)

5. Transport av miljøgifter i det marine miljø

5.1 Vertikale transporter av miljøgifter

Stofftransporten i et marint system foregår både horisontalt og vertikalt. Noen transporter er viktige, andre kan neglisjeres. Noen er kortvarige (men likevel betydningsfulle) og andre er langvarige. Dette delkapitlet forsøker å redegjøre for de ulike vertikale transportene som skjer i fjorder og havner generelt.

5.1.1 Transport av miljøgifter fra vann til luft og fra luft til vann

Transport av miljøgifter fra vann til luft er viktig for de miljøgiftene som er flyktige. Dette gjelder spesielt organiske miljøgifter som har et damptrykk, som tilsier at en slik transport er mulig. Hvor stor denne transporten er, vil være stoff- og temperaturavhengig og dermed også sesongavhengig. Transporten vil være større om sommeren enn om vinteren. For at f.eks. PCB eller HCB skal fordampe fra vannoverflaten må det være en aktiv tilførsel til overflatelaget som enten skyldes landbaserte bidrag eller bidrag fra sedimentene. Det er ikke gjort målinger av organiske miljøgifter i overflatevann i området nær Kristiansand slik at viktigheten av en slik transport ikke kan fastslås.

Når det gjelder transport den motsatte veien, fra luft til vann, kan også denne være betydningsfull i mange sammenhenger. Spesielt viktig er det om det eksisterer en lokal kilde til luft (industriutslipp, forbrenningsanlegg etc). Langtransport av flyktige forurensningskomponenter kommer også inn. Målestasjoner på Koster (Svenske-kysten) har vist et nedfall på 0.1-0.2 mg PAH m⁻² år⁻¹ og et nedfall av sum PCB på 3-5 µg m⁻² år⁻¹ (Brorström-Lundén 1995). Dette synes ikke å være store mengder, men omregnet for Skagerrak representerer det 3-14 tonn PAH pr. år og 0.1-0.2 tonn PCB. Dette er da nedfall (hovedsaklig partikulært) som skyldes langtransport av PCB og som antas å kunne være representativt for Kristiansandsområdet også.

5.1.2 Transport av miljøgifter fra vann til sediment (sedimentasjon)

Sedimentasjonen av miljøgifter vil avhenge om miljøgiftene er eller blir knyttet til partikler (organiske og uorganiske). Hvis miljøgiftene er festet til grove partikler, vil de sedimentere nært utslippsstedet. Slike partikler vil i liten grad virvles opp, og med mindre miljøgiftene desorberes fra partiklene, vil de bli på stedet.

Vanligvis vil imidlertid miljøgiftene være knyttet til finpartikulært materiale i silt og leirefraksjonen. Dette er partikler som lett transporteres og sedimenteringen finner sted der hvor strømforholdene tillater det. Det innebærer at finkornige sedimenter bygger seg opp i sedimentasjonsbassenger, mens partiklene eroderes i grunne områder for eksempel nær kaier i havner.

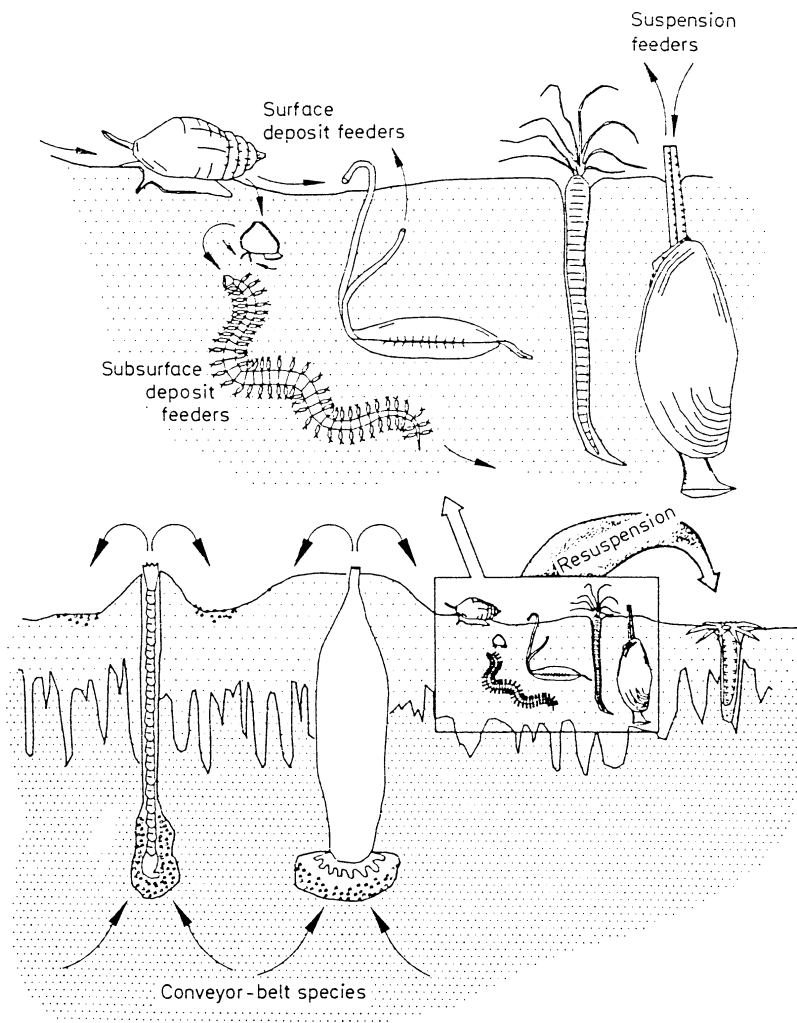
Sedimentasjonsrater i norske fjorder og kystområder er i størrelsesorden 1-5 mm per år. På grunnlag av bestemmelsen av denne raten kan vi kalkulere den vertikale fluksen av sedimenter. En akkumulasjonsrate på ca. 3 mm per år tilsvarer en fluks på 870 g m⁻² år⁻¹ (hvis vanninnholdet er ca. 75%). Kjenner vi konsentrasjonen av miljøgiften kan man dermed kalkulere den årlige sedimentasjonen.

5.1.3 Transport av miljøgifter fra sediment til vann (utlekking)

Utlekking av miljøgifter fra sediment til vann er styrt av stoffets vannløselighet og fordelingskoeffisienten for vedkommende stoff mellom sediment og vann. Transporten foregår ved hjelp av diffusjon eller ved adveksjon (transport av porevann).

5.1.4 Transport av miljøgifter vertikalt i sedimentet forårsaket av sedimentlevende dyr

En viktig transportprosess i sedimentet er den som forårsakes av gravende dyr (Figur 4.). Det er verdt å merke seg at den vertikale transporten av partikler kan skje både oppover og nedover. Ved at dyrene lager ganger i sedimentet vil det lettere kunne skje transport av væske (porevann) og oksygen i den øvre delen av sedimentet.



Figur 4. Ulike gravende organismer i sedimenter og deres bioturbasjonseffekt (Reible et al., 1996).

5.2 Horisontale transporter av miljøgifter i det marine miljø

I tillegg den vertikale transporten av miljøgifter i det marine miljø skjer det viktige horisontale transporter av vann og sedimenter.

5.2.1 Estuarin transport

I fjordestuarer driver ferskvannstilførselen i hovedsak den estuarine sirkulasjonen. Dette er i hovedsak en to-lagsstrøm med utgående brakkvann i overflaten og inngående og saltere vann under. Dette vil variere betydelig over året. Tykkelsen av brakkvannslaget og grad av sjiktning har stor betydning for transporten av forurensninger. Hvis miljøgiftene tilføres overflatelaget, vil konsentrasjonene normalt være høyere hvis overflatelaget er tynt og det er en skarp tetthetsgradient mot det underliggende laget. Forskjellen i tetthet (saltholdighet) vil gjøre at blandingen mellom overflatelaget og det underliggende laget vil være liten, dvs. fortynningen blir liten. Hvis tilførselen av miljøgifter skjer nær bunnen (f.eks. fra sedimentene), vil et kraftig sjiktet vannmasse føre til liten forurensning av overflatelaget.

5.2.2 Dypvannsutskiftninger

I tillegg til transporten av forurensning som skjer nær overflaten, vil dypvannsutskiftning i dypere lag, spesielt i terskelfjorder, ha stor betydning for transport og spredning av miljøgifter. Innholdet av miljøgifter i dypvannet vil ofte avhenge av hvor lang oppholdstiden på vannet er. Ved en lang oppholdstid vil det gradvis bli opprettet en kjemisk likevekt mellom sedimenter og vann. Ved en dypvannsutskiftning kan derfor vann med forhøyede nivåer bli transportert både horisontalt og vertikalt over lange strekninger.

5.2.3 Oppvirvling

Det er svært mange eksempler på at oppvirvling av et forurenset sediment skaper miljøproblemer, både ved desorbsjon av miljøgifter fra partikler og at forurensede partikler transporteres horisontalt med vannstrømmer til steder som er lite forurenset.

6. Transport av miljøgifter i Kristiansand havn

6.1. Transport av miljøgifter fra land til sjø

I Kristiansandsfjorden har Veritas utarbeidet en rapport som omhandler en tiltaksanalyse for opprydding i forurensede sedimenter. Målsettingen var bl.a. å få en oversikt over de landbaserte kildene, hvor de befinner seg og hvor store de er. Blant aktive kilder som påvirker forurensningssituasjonen i Kristiansandsfjorden vurderes følgende å ha størst betydning (Laugesen et al. 2001) :

Falconbridge Nikkelverk

Elkem

Marvika

Kongsgårdbukta

Diverse utslipp fra Kristiansand by

Småbåthavner

Oppvirvling fra skipstrafikk av eksisterende forurensede sedimenter

Oppankring av skip i Kristiansandsfjorden

Utslippene fra Falconbridge i 1985 sammenlignet med 2001 er vist Tabell 1.

Tabell 1. Utslipp av miljøgifter fra Falconbridge i 1998 og 2001 (etter Laugesen et al, 2001)

Stoff	Utslipp til sjø i år 1985	Utslipp til sjø i år 2000
Jern	2.000 kg (1992)	240 kg
Nikkel	25.570 kg	770 kg
Arsen	795 kg	270 kg
Kobber	7.650 kg	745 kg
Kobolt	500 kg	95 kg
Bly	505 kg	25 kg
Sink	2.940 kg	80 kg
Organiske halogenforbindelser	260 kg (1993)	23 kg
Dioksiner (toksitetsekvivalenter)	4 gram	0,032 gram

Det bør påpekes at utslippene av metaller til luft er i samme størrelsesorden som til sjø.

Elkem rapporterer ikke utslipp til sjø til SFT fordi de ikke har nevneverdige utslipp. Høye PAH-konsentrasjoner i sedimenter utenfor bedriften antas å skyldes lossing av fast bek i perioden 1925 - 1974. Når det gjelder de andre aktive kildene som er nevnt ovenfor, foreligger det ingen estimater av tilførsler. Diffuse tilførsler fra deponier på land eller forurenset grunn er forsøkt beregnet for Kongsgårdsbukta og Marvika og resultatene viser at sammenlignet med utslipp fra Falconbridge er disse tilførslene små. Tabell 1 viser at det har skjedd en kraftig reduksjon i utslippene fra Falconbridge i perioden 1985 til 2000. Dagens utslipp er betydelige for nikkel og kobber selv om de bare utgjør 3 % av nikkelutslippet og ca.

10 % av kobberutslippet i 1985. Særlig viktig er det at tilførslene av dioksiner er redusert til nå å være 32 mg på årsbasis beregnet som toksisitetsekvivalenter. Analyser av de øvre 2 cm av sedimentet i 2001 representerer kanskje sedimenter som er avsatt de siste 4-5 år i områder som Hannevika og Fiskåbukta. Nivåene var fortsatt høye for nikkel med nivåer over 1000 mg/kg. Det betyr i såfall at enten er dagens utslipp tilstrekkelig for å opprettholde så høye nivåer i overflatesedimentene eller så er det aktive kilder utenom primærutslippet som bidrar med nikkel til sedimentene. Nikkel er i forurensningssammenheng underordnet sammenlignet med dioksiner og non-orto PCB, men har vist seg å være et nyttig sporstoff for utslipp fra Falconbridge. Det er således et godt samsvar mellom fordelingen av nikkel og dioksiner i overflatesedimentene i Kristiansandsfjorden.

Spørsmålet om det er kildekontroll i området og om opprydding av sedimentene vil ha en varig effekt er vesentlig. Et eksempel på det motsatte er Odda og Eitrheimsvågen hvor mangel på kildekontroll har ført til at tildekkingsmassene er blitt forurenset på nytt.

6.2 Episodiske tilførsler

Med episodiske tilførsler menes uhellsutslipp ved industribedriftene, flomsituasjoner forårsaket av unormale vær-situasjoner etc.. Det er ikke kjent i hvilken grad uhellsutslipp har vært et problem i Kristiansandsfjorden. Erfaring fra andre industristeder viser imidlertid at disse tilførslene kan være betydelige og i noen sammenhenger overskygge regulære utslipp. For å kunne kontrollere slike utslipp er det nødvendig med omfattende overvåking av vannkvalitet. Dette er tilfelle i Sørfjorden i Hardanger hvor månedlig prøvetaking av overflatevann i fjorden på en rekke steder har vært nødvendig for å fange opp betydelige og gjentatte uhellsutslipp ved bedriftene. Det er eksempler på uhellsutslipp av kvikksølv fra Norzink som har representert mengder tilsvarende flere ganger det totale utslippet av kvikksølv på årsbasis til vann fra norsk industri. Dette innebærer at utslippstall basert på konsesjoner eller stikkprøver av avløpsvannet ikke nødvendigvis gir et riktig inntrykk av utslippet størrelse.

6.3 Mengdeberegning av lagret forurensning i sedimentene og fluksrater

Det kan gjøres overslag over hvor store mengder forurensning som ligger lagret i sedimentene basert på undersøkelsen av overflatesedimentene som ble gjort i mars 2001 (Næs og Rygg 2001). Hvis vi antar at konsentrasjonene målt i de øvre 2 cm av sedimentene er representative for de øvre 10 cm av sedimentet (det aktive lageret), kan man ut fra arealene for de forskjellige områdene anslå mengde miljøgifter lagret i sedimentene. Feilkilden vil være rimelig stor, fordi både de horisontale og de vertikale gradientene er store. Det vil likevel trolig være tilstrekkelig nøyaktig for å kunne anslå lagets størrelse.

Den utarbeidede tiltaksplanen konkluderer med at det er mest aktuelt å gjennomføre tiltak i Hannevikbukta og i Fiskåbukta (tildekking av sedimentene). I den videre vurderingen av mengde forurensning lagret i det aktive sedimentlaget (0-10 cm), og dette sedimentets betydning som forurensningskilde sammenlignet med landbaserte kilder, er betraktningene konsentrert om disse to konkrete områdene. Arealene prioritert for tiltak er 480.000 m² i Hannevikbukta og 340.000 m² i Fiskåbukta.

På grunnlag av sedimentanalysene rapportert av Næs og Rygg (2001) er det beregnet gjennomsnittskonsentrasjoner av miljøgifter i overflatesedimentene i Vesterhavn/Fiskåbukta (50 prøver). For å spesifikt å kunne beregne hvor mye som er lagret i sedimentene i

Hannevikbukta og Fiskåbukta, er det beregnet et gjennomsnitt av konsentrasjoner i de respektive områdene innenfor en vanddyp på maks 30 m. I Hannevika ble det gjort analyser på 4 lokaliteter innenfor dette dybdeområdet og dette ga følgende resultat (gjennomsnitt):

Ni (µg/g)	HCB (µg/kg)	PCB (µg/kg)	PAH (µg/kg)
2270	1547	23	8297

Med utgangspunkt i egenvekt av vått sediment på 1.3 og 50% vanninnhold i sedimentet kan vi beregne hvor mye tørt sediment som er lagret i de øvre 10 cm av et areal på 480.000 m², svarende til arealet vurdert for tiltak i Hannevikbukta. Dette utgjør 31.200 tonn tørt sediment. Tilsvarende kan mengdene av nikkel, HCB, PCB og PAH beregnes:

Ni (tonn)	HCB (kg)	PCB (kg)	PAH (kg)
70	48	0,7	259

Tilsvarende beregning kan også gjøres for Fiskåbukta. Her er det tatt gjennomsnittverdien for 10 lokaliteter:

Ni (µg/g)	HCB (µg/kg)	PCB (µg/kg)	PAH (µg/kg)
448	61	24	58680

Mengdene lagret i Fiskåbukta innenfor et planlagt tiltaksareal på 340.000 m² og et sedimentvolum på 22.100 tonn tørt sediment i de øvre 10 cm er:

Ni (tonn)	HCB (kg)	PCB (kg)	PAH (kg)
9,9	1,3	0,5	1300

Det fremgår at det er store mengder nikkel lagret i sedimentene i Hannevika, mens det i Fiskåbukta er det PAH som dominerer. For å kunne beregne størrelsen på sedimentene som forurensningskilde kan dette gjøres på forskjellige måter. Den groveste måten er å anslå en prosent av det totale lageret i sedimentene som mobiliserbart og sammenligne dette med kjente landtilførsler. Hvis vi antok at minimum 1% av det som er lagret i de øverste 10 cm av sedimentet tapes til vannet over på årsbasis, vil det for Hanneviksbukta bety et bidra på 700 kg nikkel pr.år. Det er omtrent det samme som slippes ut fra Falconbridge i dag (år 2000). Det viktigste er ikke å kvantifisere bidraget fra sedimentene nøyaktig, men å kunne vurdere om bidraget fra sedimentene er vesentlig i forhold til de landbaserte bidragene.

Et noen bedre måte å tilnærme seg problemet på er å bruke erfaringstall fra litteraturen. Med tanke på nikkel så har det vært lite fokus på utlekking fra marine sedimenter. I følge Kersten (1988) er det mye som tyder på at mobiliteten er stor. Blant annet er det antydnet at høye konsentrasjoner av løst nikkel i bunnvannet i Stillehavet skyldes frigivelse fra sedimentene. Det er gjort estimater av Ni-fluks fra havnesedimenter i USA som viser denne er nesten like stor som for Cd. Hvis vi i tillegg tar med fluksen som skyldes biogene prosessene, så er mobiliteten dobbelt så stor for nikkel som for kadmium.

I første rekke vil utlekkingen avhenge av på hvilken form nikkel foreligger i sedimentene. I Kristiansandsfjorden vil nikkel i utslippet fra Falconbridge foreligge sammen med jern i jarositt. Hvis man antar at Ni-jarositt oppfører seg noenlunde likt med Zn-jarositt, er dette avfallsstoffet relativt reaktivt i sjøvann. Vi kan derfor bruke fluksmålingene for kadmium i sedimenter fra Odda-området og anta at fluksen av nikkel er dobbelt så stor. I de mest forurensede sedimentene nær Odda var fluksraten for Cd ca. 0.5 mg m⁻² d⁻¹ eller 183 mg m⁻²

år⁻¹. Hvis vi antar at fluksen av nikkel er ca to ganger større, er den 366 mg m⁻² år⁻¹. For Hannevika som er sterkest forurenset, betyr det et bidrag fra sedimentene på 175 kg nikkel pr. år. Dette er beregninger basert på kun diffusiv fluks. Eksperimenter gjort i USA med nikkel i havnesedimenter har vist at fluksen som skyldes dyrs gravende virksomhet, kan være 4 ganger høyere enn den diffusive fluksen (Emerson et al 1984). Dette gir i så fall en biogen fluks på 700 kg pr. år i Hannevikbukta. Til sammen bidrar sedimentene med 875 kg nikkel pr. år eller i overkant av 1% av det som ligger lagret i Hannevikbukta.

Dette er svært konservative beregninger hvor det ikke er tatt hensyn til at konsentrasjonene av nikkel i sedimentene er ekstremt høye. Det kan derfor med rimelig stor grad av sikkerhet hevdes at utlekkingen av nikkel fra sedimentene i Hannevikbukta overskrider dagens utslipp av nikkel fra Falconbridge. Det at lageret av nikkel er så stort i overflatesedimentene og lekkasjen kanskje kun utgjør 1-2% årlig betyr at problemet vil vedvare svært lenge med mindre tiltak blir gjennomført.

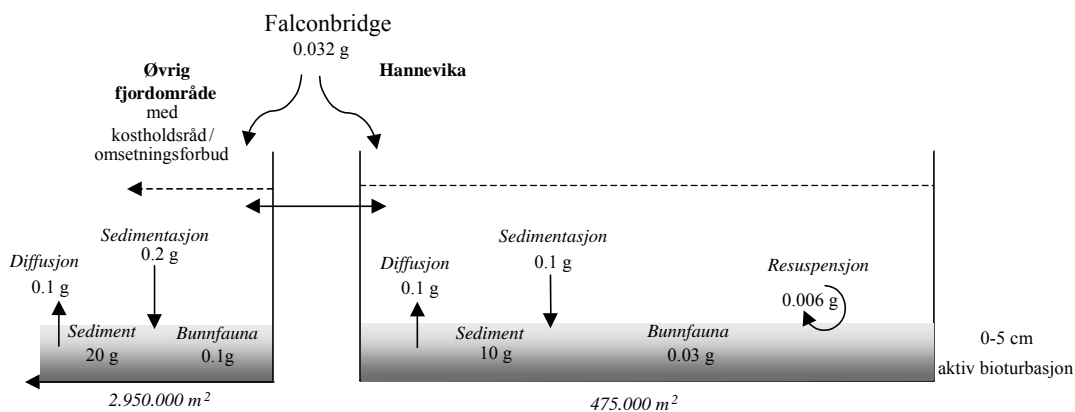
Sedimentene i Hannevikbukta inneholder også høye nivåer av HCB (gj.snitt 1547 µg/kg) og dioksiner. Til sammenligning inneholder sedimenter fra Herøya-området 9000 µg/kg HCB. I Herøya-området er den diffusive fluksen målt til ca. 1000 ng m⁻² dag⁻¹ eller 365 µg m⁻² år⁻¹. Med utgangspunkt i arealet av Hannevikbukta og bruk av disse erfaringsverdiene fra Herøya, gir det et diffusivt bidrag på 175 gram pr. år. Nye utlekkingstester fra Frierfjord-området i 1991 (Konieczny et al. 1991) hvor simulert oppvirvling ble testet, viste en utlekking på 1,55 mg m⁻² år⁻¹ (eller 4 ganger høyere enn den diffusive fluksen). Overført på sedimentene i Hannevikbukta gir det at ca. 700 gram HCB som lekker ut fra sedimentene. Hvis vi sammenligner med utlekking av PCB fra sedimenter i Örserumsviken⁹ i Sverige, ble det beregnet et bidrag fra sedimentene på ca. 4 mg total PCB m⁻² år⁻¹.

For dioksiner er det foretatt en beregning av utlekking fra sedimentene i Hannevika som et ledd i tiltaksplanen for Kristiansandsfjorden (Sørlandskonsult/ NIVA/ NGI under utarb.) Ved denne beregningen er det tatt utgangspunkt i tilførsler, lageret av dioksin i sedimentene og biologisk aktivitet. Ved diffusjon kan sedimentene frigjøre miljøgifter til overliggende vannmasser. Tykkelsen på bioturbasjonslaget er viktige for diffusjonen. I Hannevika med dens fattige bunnfauna kan en anta at de øvre 5 cm av sedimentene er utsatt for bioturbasjon. I et område med en normal fauna vil de øvre 10 cm være det mest aktive bioturbasjonslaget. I de øvre 0-5 cm av sedimentene i det antatte tiltaksområde på 475.000 m² ligger det lagret anslagsvis 15.000 tonn sedimenter med en konsentrasjon av dioksin på 0.6 µg PCDE/D ekv kg⁻¹ (middelkonsentrasjonen av det man finner i Hannevika (Næs og Rygg 2001)). Dette tilsvarer et lager av dioksin på 9 g regnet som toksisitetsekvivalenter. For å kunne regne ut diffusjonen fra sedimentene er det behov for endel informasjon som per i dag ikke er tilgjengelig. Som en tilnærming kan litteratordata fra Örserumsviken i Sverige (Axelman et al. 1998) og erfaringer fra det pågående modellarbeid i Grenland (NIVA under utarb.) benyttes. Beregninger viser da at sedimentene i Hannevika bidrar med en transport av i størrelsesorden 0.1 g dioksin årlig til overliggende vannmasser.

Resuspensjon av bunnsedimentene kan også være en kilde til forurensning. Naturlig resuspensjon av bunnsedimentene i Hannevika antas å være relativt liten ut i fra at området er et sedimentasjonsområde. Bunnsedimentene i havneområdet resuspenderes imidlertid jevnlig som følge av båttrafikk. Målinger har anslått at mellom 5 og 10 tonn partikler resuspenderes årlig (Bjerkeng og Molvær, under utarb.). Med en konsentrasjon på 0.6 µg PCDF/D ekv kg⁻¹ i sedimentene tilsvarer dette en årlig oppvirvling av om lag 0.006 g dioksin til vannmassene.

Bunnfaunaen som forurensningskilde ansees som et viktig ledd i overføring via næringskjeden. I tiltaksområdet er det anslagsvis 50 g biomasse våtvekt (v.v.) m⁻², dvs. 23750 kg bunndyr (F. Olsgard pers. kom.). I mangel av akkumulasjonstall for dioksiner fra sedimenter til bunnfauna i Hannevika, kan en benytte litteraturdata. Fowler et al. (1978) har funnet konsentrasjonsfaktorer (CF) fra 3 til 4, for børstemark eksponert for PCB-forurenset sediment (CF = konsentrasjonen i biota v.v./ konsentrasjonen i sedimentene v.v.). Antar man samme CF for dioksin betyr det at børstemark fra Hannevika har en konsentrasjon av dioksin på 0.6 til 0.8 µg kg⁻¹ våtvekt. Totalt inneholder da bunnfaunaen i Hannevika 14 til 19 mg dioksin.

Det foregår også et tap av miljøgifter fra vannmassene til sedimentene ved sedimentasjon. Hvis en antar en sedimentasjonshastighet på 2 mm år⁻² i tiltaksområdet (475.000m²) avsettes det årlig 275 tonn sediment. Antatt en sedimentkonsentrasjonen på 0.4µg PCDF/D ekv kg⁻¹, avsettes det årlig 0.11 g dioksin i Hannevika. Det er da benyttet en noe lavere sedimentkonsentrasjon enn Næs og Rygg (2001) registrerte i de øvre 2 cm av sedimentene (0.6 µg PCDF/D ekv kg⁻¹). Siden de øvre 2 cm representerer de siste 10 års tilførsler, kan en anta at de øvre mm av sedimentene har en lavere konsentrasjon som følge av utslippsreduksjonene i perioden. Hvis man inkluderer disse beregningene i et stoffbudsjett (Figur 5), ser man at dioksin fra diffusjon overgår utslippene fra Falconbridge, mens bidraget fra resuspensjon er mindre. I tillegg ser det ut til at sedimentasjonen av dioksin tilnærmet balanserer kildene. Det understrekes at det er mange usikkerheter ved beregningene.



Figur 5. Skalering (ubalansert) lager og årlig omsetning av dioksin i Hannevika regnet som toksitetskvivalenter. Det er antatt at halvparten av utslippet fra Falconbridge (utslippet i 2000) tilføres Hannevika (fra Sørlandskonsult/ NIVA/ NGI under utarb.).

Når det gjelder PAH så er det gjort en del vurderinger av sedimentene som kilde (Næs 1998). Eksempelvis fant Næs (1998) at et sediment som inneholdt 100 mg/kg PAH avga ca. 20 mg m⁻² år⁻¹. Sedimentet i Fiskåbukta inneholder i gjennomsnitt 58.6 mg/kg PAH. Hvis vi antar at fluksraten er noenlunde den samme, bidrar sedimentene i Fiskåbukta med underkant av 7 kg PAH i året.

Konklusjonen på disse stofftransportbudsjettene er at bidraget av nikkel og dioksin fra sedimentene i Hanneviksbukta og de øvrige deler av havneområdet er større enn dagens utslipp fra Falconbridge. Bidraget av andre klororganiske forbindelser (HCB) fra sedimentene i Hanneviksbukta er sannsynligvis ikke ubetydelig i forhold til landbaserte kilder. Konsentrasjonene av PAH i sedimenter fra Fiskåbukta er svært høye. Det gjelder også de øvre

2 cm av sedimentene som må antas i stor grad å være avsatt etter at tilførslene ved lossing av fast bek ved Elkems kai opphørte i 1974.

7. Referanser

- Axelmann, J., Åkerman, G., Tjärnlund, U., Balk, L. og D.Broman (1998). PCB-och kvicksilverundersøkning i Øresrumsviken - underlag för fördjupad riskbedömning. Upubl. Rapport.
- Brorström- Lundèn, E. (1995). Measurements of semivolatile organic compounds in air and deposition. Ph.D-thesis, University of Gøthenborg.
- Burgess, R.M.og K.J. Scott (1992). The significance of in-place contaminated marine sediments on the water column: Processes and effects. Pp 129-165 in A.G.Burton Jr. (ed.): Sediment toxicity assessment. Lewis Publishers, Boca Raton, USA
- Chen, H-W. (1993). Fluxes of organic pollutants from the sediments of Boston Harbour. Master thesis, Massachusetts Institute of Technology.
- Emerson, S., R.Jahnke and D.Heggie (1984). Sediment-water exchange in shallow water estuarine sediments. J.Mar.Res., 42; 709-730.
- Fowler, S.W., Polikarpov, G.G., Elder, E.L., Parsi, P., Villeneuve, J.P., 1978. Polychlorinated biphenyls: accumulation from contaminated sediments and water by the polychaete *Nereis diversicolor*. Mar. Biol. 48, 303-309.
- Kertsen, M. (1988). Geobiological effects on the mobility of contaminants in marine sediments. In W.Salomons, B.L.Bayne, E.K.Duursama and U.Førstner (eds.) Pollution of the North Sea. An assessment. Springer-Verlag. 675 p.
- Konieczny, R.M.(1992). Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i området Bjørvika-Bispevika, Oslo havn. NIVA-rapport, l.nr.2808, 87 s.
- Konieczny, R.M. og K.Næs (1991). Utekkning av krom fra sedimenter i Griseviken, Vest-Agder - en eksperimentell undersøkelse. NIVA-rapport, l.nr. 2642, 49s.
- Konieczny, R.M., J.Knutzen og J.Skei (1991). Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 2: Forsøk med utlekkning av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner, andre klororganiske forbindelser og kvikksølv. NIVA-rapport, l.nr. 2572, 80 s.
- Laugesen, J., Møskeland, T, Kelley, A. og T.Jensen (2001). Tiltaksanalyse for opprydding i forurensede sedimenter i Kristiansandsfjorden. Veritas-rapport, 2001-0807, 102 s.
- Næs, K. (1989). Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 1. Konsentrasjon og mengde miljøgifter i sedimentene. NIVA-rapport, l.nr. 2192, 76 s.
- Næs, K. (1998). The distribution and effects on Norwegian fjord and coastal ecosystems of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) generated by the production of primary aluminium and manganese alloys. Dr.philos-theses, University of Oslo

- Næs, K. og J.Skei, (1986). Indre Sørfjord. Sedimentenes betydning og metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 1. Teoretisk utredning om rehabilitering. NIVA-rapport, 52s.
- Næs, K. og B.Rygg (2001). Tiltaksplan for opprydding av forurensede sedimenter i Kristiansandsfjor. Kartlegging av konsentrasjoner i sedimentet i 2001 samt kartframstilling av resultater fra tidligere undersøkelser. NIVA-rapport, l.nr. 4371, 43 s.
- Reible, D.D., Popov, V., Valsaraj, K.T., Thibodeaux, L.T., Lin, F., Dikshit, M., Todaro, M.A. og J.W.Fleeger (1996). Contaminant fluxes from sediment due to turbificid oligochaete bioturbation. *Wat. Res.*, 30, 704-714.
- Skei, J. (1989). Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Oppsummering. NIVA-rapport, l.nr.2198, 35 s.
- Skei, J., Pedersen, A., Berge, J.A., Bakke. T., Næs, K. (1987). Indre Sørfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 2. Kvantifisering av utlekking av tungmetaller fra forurensede sedimenter. NIVA-rapport, l.nr. 2067, 101 s.
- Skei, J., Pedersen, A., Bakke, T., Berge, J.A. (1989). Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 4. Utlekking av kvikksølv og klororganiske forbindelser fra sedimentene, bioturbasjon og biotilgjengelighet. NIVA-rapport, l.nr. 2196, 114 s.



Statens forurensningstilsyn (SFT)
 Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo
 Besøksradresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00
 Telefaks: 22 67 67 06
 E-post: postmottak@sft.no
 Internett: www.sft.no

Utførende institusjon Fylkesmannen i Vest-Agder/NIVA	Kontaktperson SFT Anne Kathrine M.Arnese Bjørn Bjørnstad	ISBN-nummer 82-7655-447-4
---	--	------------------------------

	Avdeling i SFT Lokalmiljøavdelingen	TA-nummer 1864/2002
--	--	------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Dag Petter Sødal, Fylkesmannen i Vest-Agder	År 2002	Sidetall 106	SFTs kontraktnummer
---	------------	-----------------	---------------------

Utgiver SFT	Prosjektet er finansiert av SFT
----------------	------------------------------------

Forfatter(e) Jens Skei, Frode Olsgard, Anders Ruus, Eivind Oug og Brage Rygg (NIVA)
--

Tittel – norsk og engelsk Risikovurderinger knyttet til forurensede sedimenter: Med fokus på Kristiansandsfjorden Risk assessments related to contaminated sediments: With focus on Kristiansandsfjorden
--

<p>Sammendrag – summary</p> <p>Potensiell risiko knyttet til marine sedimenter med høyt innhold av miljøgifter er vurdert på grunnlag av miljøgiftenes biotilgjengelighet og bioakkumulerbarhet og økologisk effekt på bunnsfaunaen. For å sette forurensede sedimenter i et større perspektiv er det gjort forsøk på å lage enkle stoffbudsjettbetraktninger med vekt på sedimentenes relative betydning som kilde for miljøgifter. Beregninger av tilførsler av nikkel fra sedimentene indikerer at bidraget fra sedimentene er større enn dagens utslipp fra Falconbridge. Eksperimenter med sediment fra Kristiansandsfjorden viser at både metaller, PCB og PAH er biotilgjengelige for sedimentlevende dyr og det er således en stor risiko mht. opptak i fisk og skalldyr (kostholdsråd). Felte undersøkelser i Kristiansandsfjorden viste at faunaen er fattig i sterkt forurensede områder og at metaller og dioksin så ut til å ha større effekt på artsrikdom og individantall enn PCB og PAH. Få gravende organismer ble funnet i de sterkest forurensede sedimentene.</p>
--

<p>Assessment of potential environmental risk of highly contaminated sediments has been made with respect to bioavailability and bioaccumulation as well as ecological effect on soft bottom fauna. Considerations of fluxes of contaminants and the relative importance of sediments as a source have also been made. The bottom sediments are an important source of nickel compared with industrial discharges. Experiments demonstrated that both metals, PCB and PAH accumulated in polychaetes and snails used for testing. Field investigations have indicated that metals and dioxin have a greater negative impact on the bottom fauna composition than PCB and PAH. Burrowing organisms are sparse in highly contaminated sediments</p>

4 emneord Sedimenter Miljøgifter Risikovurderinger Kristiansandsfjorden	4 subject words Sediments Pollutants Risk assessments Kristiansandsfjorden
---	--