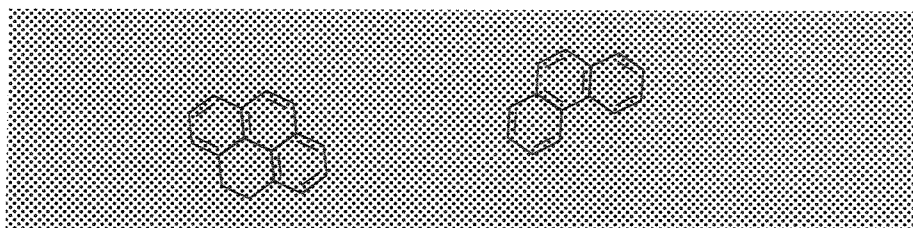
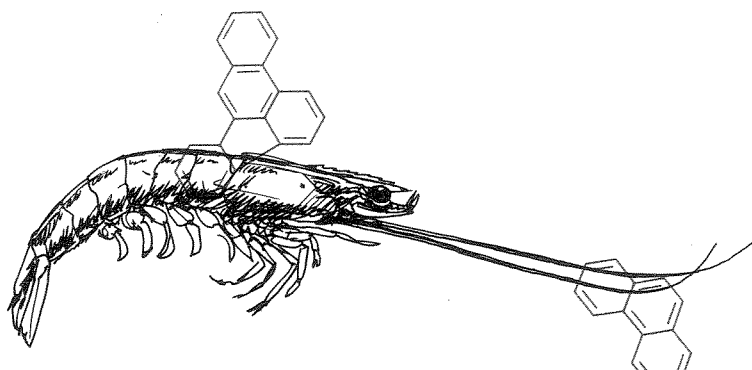





O-894801



Frigivelse av PAH fra forurenset sjøbunn



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: 0894801	Undernr.:
Løpenr.: 2667	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47 2) 23 52 80 Telefax (47 2) 39 41 89	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 78 402	Vestlandsavdelingen Breiviken 5 5035 Bergen - Sandviken Telefon (47 5) 95 17 00 Telefax (47 5) 25 78 90	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	--	--

Rapportens tittel: Frigivelse av PAH fra forurenset sjøbunn	Dato: 12.12.91	Trykket: NIVA 1991
	Faggruppe: Industriforurensninger	
Forfatter(e): Kristoffer Næs	Geografisk område:	
	Antall sider: 74	Opplag: 250

Oppdragsgiver: Elkem Al. Lista, Elkem Al. Mosjøen, Elkem A/S PEA, Elkem Sauda Smelteverk A/S, Hydro Al. a.s. Høyanger Verk, Hydro Al. a.s. Karmøy Fabrikker, Hydro Al. a.s. Sunndal Verk, Hydro Al. a.s. Årdal Verk, Odda Smelteverk A/S, Tinfos Jernverk A/S-Øye Smelteverk, SFT, NIVA	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
--	---

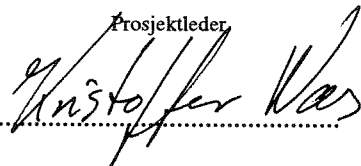
Ekstrakt: For å undersøke hvorvidt og i hvilken grad PAH frigis fra forurenset sjøbunn ble "uforstyrrede" utsnitt av bunnen fra Oslo-, Sauda- og Sunndalsfjorden plassert i et eksperimentoppsett hvor vann fra 40 meters dyp i Oslofjorden strømmet over sedimentflatene. PAH-konsentrasjonen i dette vannet, etter at det hadde passert sedimentflatene, ble anvendt i beregninger av frigivelsen av PAH (bundet til partikler, kolloider og som løst) fra forurenset sjøbunn. PAH er i hovedsak knyttet til partikler, og resultatene har vist at frigivelsen var avhengig av PAH-konsentrasjonen i sedimentet og grad av forstyrrelse som sedimentet ble utsatt for. Det var betydelige usystematiske variasjoner i frigivelse fra samme sedimenttype ved forskjellige prøvetakingstidspunkt. En beregnet sammenheng (signifikant) mellom konsentrasjon av PAH i sedimentet og grad av frigivelse, antyder ekspempelvis at det i en fjord med 500 µg sum PAH/g sediment (sterk forurensning) frigis i størrelsesorden 100 kg/km²/år. En slik mengde vil representere et lite problem hvis bedriftsutslipp er i størrelse tonn/år, men vil få økende betydning etter som direkte tilførsler avtar.

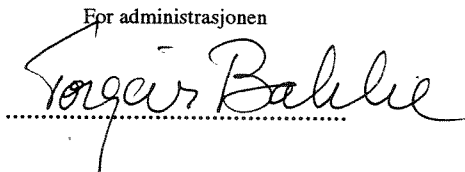
4 emneord, norske

1. PAH
2. Smelteverk
3. Sedimenter
4. Frigivelse

4 emneord, engelske

1. PAH
2. Smelters
3. Sediments
4. Mobilization

Prosjektleder


For administrasjonen


ISBN 82-577-2021-6

O-894801

FRIGIVELSE AV PAH FRA FORURENSET SJØBUNN

Grimstad, 12. desember 1991

Prosjektleder: Kristoffer Næs
Medarbeidere: Lasse Berglind
Victoria Hoeg
Einar Johannessen
Roger Konieczny
Astri Liland
Tom Tellefsen

FORORD

Dette prosjektet er gjennomført på oppdrag av Statens forurensningstilsyn (SFT) i henhold til kontrakt 497/89. Kontaktperson i SFT har vært Gunn Sørmo Sorte.

Prosjektet har vært finansiert av Elkem Aluminium Lista, Elkem Aluminium Mosjøen, Elkem A/S PEA, Elkem Sauda Smelteverk A/S, Hydro Aluminium a.s. Høyanger Verk, Hydro Aluminium a.s. Karmøy Fabrikker, Hydro Aluminium a.s. Sunndal Verk, Hydro Aluminium a.s. Årdal Verk, Odda Smelteverk A/S, Tinfos Jernverk A/S-Øye Smelteverk, SFT og NIVA.

Prosjektet har hatt en styringsgruppe bestående av Gunn Sørmo Sorte (SFT), Steinar Frosta (Hydro Aluminium a.s. Årdal Verk), Erle Grieg Astrup (Elkem a.s. HK/HMS), Jan Rob (Elkem a.s. Sauda Smelteverk) og Margareth Skogland (Hydro Aluminium a.s. Karmøy Fabrikker). Fra NIVA har Torgeir Bakke og Kristoffer Næs møtt. Styringskomiteen takkes for konstruktive bidrag til prosjektet.

Innsamling av sedimenter fra Sunndalsfjorden og Saudafjorden til eksperimentene ble gjort fra M/S "La Meer" med skipper Einar Staknes. Feltarbeid i Oslofjorden ble gjort fra F/F "Trygve Braarud" med skipper Tom Tønnesen. Skippere og mannskap takkes for god innsats.

Ved NIVA har Roger Konieczny og Einar Johannessen stått for store deler av planleggingen av det eksperimentelle arbeidet på Marin Forskningsstasjon Solbergstrand. Begge deltok på feltarbeidet. Einar Johannessen har i tillegg hatt det daglige oppsynet med prosjektet. Begge takkes for entusiastisk innsats.

Alle analysene er utført av NIVAs laboratorium, de organiske analysene av Tom Tellefsen, Astrid Liland og Victoria Høeg under ledelse av Lasse Berglind. Lasse Berglind har også bidratt skriftlig til metodekapitlet. En spesiell takk rettes til Tom Tellefsen for organisering av prøvetaking, informasjon og oppfølging gjennom prosjektet.

*Kristoffer Næs
prosjektleder*

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	2
1. FORMÅL - SAMMENDRAG - VIDEREFØRING	4
1.1. Formål	4
1.2. Sammendrag	4
1.3. Videreføring	5
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	7
1.2. Generell innledning	7
2.2. Formål	7
2.3. Eksperimentelt arbeid med sedimenter - fordeler og ulemper	8
3. MATERIALE OG METODER	10
3.1. Feltarbeid	10
3.2. Forsøksbetingelser	17
3.3. Prøvetakingsprogram	15
3.4. Analysemetodikk	16
3.4.1. Sedimenter	16
3.4.2. Avløpsvann fra eksperimentkassene	16
3.4.2.1. Suspendert tørrstoff	16
3.4.2.2. PAH	17
3.5. Generelt om PAH	18
4. RESULTATER OG DISKUSJON	20
4.1. Karakterisering av forsøkssedimentene	20
4.1.1. Organisk innhold, partikkelsammensetning og metaller	20
4.1.2. Innhold av aromatiske hydrokarboner	24
4.2. Konsentrasjoner og mengder i avløpsvannet fra eksperimentkassene	25
4.2.1. Sammensetning og konsentrasjon av partikler	25
4.2.2. Konsentrasjon av aromatiske hydrokarboner	28
4.2.3. Fluks av PAH fra eksperiment-sedimentene	31
5. LITTERATUR	39
6. VEDLEGG	44

1.1. Formål.

I en rekke norske fjorder, som er blitt brukt som resipient for avløpsvann fra smelteverk, er det betydlige lagre av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i bunnsedimentene. Konsentrasjonene kan være 100-1000 µg sum PAH pr. gram tørt sediment, mens "normalverdi" i områder uten punktkilder er ca. 0.5 µg/g.

Smelteverkene gjennomfører nå rensetiltak og utslippsreduksjoner. Lagrene fra tidligere utslipp vil derved kunne få større relativ betydning som en potensiell forurensningskilde. Formålet med denne undersøkelsen har derfor vært:

* å undersøke hvorvidt og i hvilken grad PAH kan frigis fra forurenset sjøbunn.

1.2. Sammendrag.

PAH er forbindelser med en generell struktur av såkalte benzenringer (i denne sammenheng 3-7 ringer, dvs. fenantren til coronen). De er lite vannløslige. Løsligheten avtar generelt med økende molekylvekt og forbindelsene har en utpreget evne til å bindes til partikler.

For å undersøke hvorvidt og i hvilken grad PAH frigis fra forurenset sjøbunn ble utsnitt av bunnen fra Oslo-, Sauda- og Sunndalsfjorden plassert i et eksperimentoppsett hvor vann fra 40 meters dyp i Oslofjorden strømmet over sedimentflaten. Dette oppsettet "rendyrker" frigivelsen som en "enveistransport" og tar lite hensyn til f.eks. en resedimentering som vil være tilfelle i en fjord. Prøvene (areal 0.5 x 0.5 m, dyp ca. 0.4 m) ble innsamlet tilnærmet uforstyrret og med sitt opprinnelige dyreliv intakt. PAH-innholdet i sedimentene varierte fra 1.3-540 µg/g, som spenner fra lite påvirket til meget sterkt forurenset. Med tilsats av reker (opptil 30 stk. pr. prøveareal) ble utvalgte sedimenter utsatt for en svak vedvarende forstyrrelse. Dette medførte at konsentrasjonen av partikler (> ca. 1 µm) i vannet over sedimentflatene var 1-10 mg tørrstoff /l. En slik forstyrrelse og partikkelmengde observeres ofte i fjorder i bunnære vannmasser (unntatt er ved kraftige fysiske forstyrrelser). PAH-konsentrasjonen i vannet etter at det hadde passert over de forskjellige sedimentflatene ble bestemt ved 6 anledninger i løpet av 1/2 år. Dette ble anvendt som et mål for frigivelsen av PAH fra sedimenter med forskjellig PAH-mengde og forskjellig grad av forstyrrelse (fra "normaltilstand" med kun opprinnelig fauna til tilsats av maks. 30 reker).

Resultatene har vist at frigivelsen av PAH var avhengig av PAH-konsentrasjonen i sedimentet og grad av forstyrrelse det utsettes for. Hvis sedimentet inneholdt 20-30 µg PAH/g (ca. 50 ganger høyere konsentrasjon enn "normalt"), men ikke ble forstyrret, var konsentrasjonen i vannet etter passering av sedimentflaten den samme som fra sedimenter uten forurensning (5-10 ng PAH/l). Det var imidlertid en 15-gangers forskjell i frigivelsen mellom nær uforurensede (1.4 µg PAH/g) og sterkt forurensede (540 µg PAH/g) sedimenter.

Likeledes økte frigivelsen fra middels forurensede sedimenter (20-30 µg/PAH/g) med 5-10 ganger hvis sedimentet ble utsatt for det som i eksperimentet ble definert, som kraftig forstyrrelse (tilsats av 30 reker. Oppvirvlingen som dette medførte, observeres imidlertid ofte i fjorder).

Det var betydelige, usystematiske variasjoner i PAH-frigivelse fra samme sedimenttype ved de forskjellige prøvetakingene. Generelt er PAH i stor grad partikkelbunden, men variasjonene i

frigivelse kunne imidlertid ikke forklares av forskjeller i partikkelkonsentrasjon i avløpsvannet. Målinger av konsentrasjonen av partikler har begrenset seg til de større enn ca. 1 μm . Dette var derfor utilstrekkelig til å forklare frigivelsesmekanismer. Resultatene viste dermed at friggitt PAH i eksperimentet i mindre grad var assosiert med partikler større enn 1 μm , men vil i stor grad foreligge i kolloidal - og løst form og knyttet til partikler mindre enn 1 μm .

Det var betydelige forskjeller i sammensetningen av sedimentene fra Sunndals- og Saudafjorden. I Sunndalsfjorden var metallinnholdet i hovedsak innenfor normalområdet i fjorder uten punktkilder, mens sedimentene fra Saudafjorden var forurensset av kadmium, bly, sink og kobber på alle stasjonene. Spesielt var det en sterk metallforurensning nær smelteverket. Generelt var det også et lavere organisk innhold i sedimentene fra Sunndalsfjorden enn de fra Saudafjorden. Det var imidlertid ingen signifikante forskjeller mellom fjordene i PAH-frigivelse ved gitte sedimentkonsentrasjoner. Siden forstyrrelsen av sedimentene medførte en partikkelkonsentrasjon, som ofte observeres naturlig i bunnære vannmasser, ble PAH-frigivelse som funksjon av sedimentkonsentrasjon, dermed beregnet på grunnlag av observasjonene fra alle sedimenttypene. Det ga en sammenheng (statistisk signifikant) som eksempelvis antyder at fra en 1 km² fjordbunn med 500 μg PAH/g i sedimentene (meget sterk forurensning), vil det frigis i størrelsesorden 100 kg PAH og 5 kg benzo(a)pyren (en potensiell kancerogen PAH-forbindelse) årlig. En årlig frigivelse på 100 kg PAH vil representere et lite problem hvis primærutslippene er på tonn/år, men vil få økende betydning etterhvert som årlige direkteutslipp avtar. Ved konsentrasjoner av PAH i sedimentene lavere enn 100 $\mu\text{g}/\text{g}$, ga beregningene en lavere spesifikk frigivelsesrate. Fra en 1 km² fjordbunn med 50 μg PAH/g i sedimentene vil det dermed frigis i størrelsesorden 5 kg PAH årlig. (Beregningene ovenfor gjelder ikke ved sterke forstyrrelser som mudring, påvirkning fra propellvann og ved kraftige vannutskiftninger).

Det er betydelige forskjeller i løslighet mellom de forskjellige PAH-forbindelsene. Datamaterialet (med de metodiske og analytiske begrensninger det har) gir imidlertid ikke grunnlag for konklusjoner om hvorvidt det er forskjeller i sammensetningen av enkelt-PAH-er mellom eksperimentsedimentene og avløpsvannet.

Det ligger begrensninger på overførbarheten av resultatene fra eksperimentsituasjonen til en virkelig fjord. Beregningene av PAH-frigivelse fra forurensede sedimenter knytter seg til eksperimenter med 0.25 m² fjordbunn og målinger av transport av PAH i avløpsvannet fra disse sedimentarealene. I en naturlig fjord vil imidlertid "frigitte" forurensninger fra sedimenter kunne resedimentere. Videre har det i eksperimentene vært et ca. 10 cm tykt vannsjikt over sedimentflatene, mens det i fjordene vil kunne være titalls metre.

1.3. Videreføring.

Et nasjonalt forskningsprogram for marin forurensning (administrert av NTNF) er under oppstartning. Programmet har som hovedmål å tilføre forvaltningen kunnskap, som er grunnleggende for beslutning om forurensningsbegrensede tiltak og forvaltning av det marine miljø. Hovedelementene i programmet er fysisk stofftransport, omsetning og tilbakeholdelse i fjorder og biologiske effekter av forurensningstilførsler. Innen 1. mars 1992 skal det foreligge en oppsummering av kunnskapsstatus samt hvilke forskningsoppgaver som bør prioriteres. Det er allerede besluttet at problemstillinger knyttet til PAH-forurensning i fjorder skal inngå.

Eksperimentene med frigivelse av PAH fra sedimenter fra Sauda- og Sunndalsfjorden har gitt viktige svar som er nyttig for dette forskningsprogrammet. Resultatene har også avdekket forskningsbehov knyttet til frigivelsesmekanismer og horisontal og vertikal transport av PAH i fjorder systemer. Et prosjekt knyttet til sistnevnte problemstilling er allerede finansiert av programmet.

Videreføringen av prosjektet med forurensede sedimenter bør ses i lys av det nasjonale forskningsprosjektet. Det gjelder også problemstillinger knyttet til opptak, utskillelse og mulige effekter av PAH på organismer. I eksperimentoppsettet var det imidlertid plassert akvarier med blåskjell nedstøms alle sedimentflatene, og det ble tatt ut blåskjellprøver etter 1, 3 og 6 måneders eksponering. Blåskjellene representerer en viktig informasjon om biologisk respons av eksperimentene og vil bli analysert.

2. BAKGRUNN OG FORMÅL

2.1. Generell innledning.

Det eksisterer en rekke smelteverk i Norge, tildels av eldre dato, som har gitt opphav til PAH-forurensning av sedimenter og marine organismer (bl.a. Knutzen 1991, Knutzen 1989, Næs og Rygg 1990, Næs og Rygg 1988, Skei et al. 1989). I en rekke av fjordene som er blitt brukt som resipient for avløpsvannet fra verkene, er det betydelige lagre av PAH i bunnsedimentene. Spesielt gjelder dette nær bedriftene, hvor konsentrasjonene kan være 100-1000 μg sum PAH pr. gram tørt sediment.

Det gjennomføres nå rensetiltak og utslippsreduksjoner ved flere av smelteverkene. Lagrene fra tidligere utslipp vil derfor kunne få større relativ betydning som en potensiell forurensningskilde. Det er derfor av stor betydning å kunne kvantifisere "tilførslene" av PAH fra sedimentene til vann og organismer. På den måten kan det være mulig å forutsi rehabiliteringen og bruken av et fjordområde hvor store PAH-utslipp har eksistert tidligere, men hvor utslippene nå er sterkt redusert eller stoppet.

Flere av PAH-forbindelsene er potensielt skadelige for organismer. I USA er nylig et stort materiale evaluert om hvilket potensiale for biologiske effekter sedimentbundne miljøgifter har (Long and Morgan 1990). Forenklet sagt indikerer denne sammenstillingen at sedimentkonsentrasjoner over 35 $\mu\text{g}/\text{g}$ sum PAH kan gi effekter. I undersøkelser av forurensningssituasjonen i norske fjorder påvirket av utslipp fra smelteverksindustrien er, i tillegg til kjemisk karakterisering av miljøgiftinnhold i sedimentene, analyser av artssammensetningen av dyrelivet på bunnen gjennomført. Det har vært vanskelig å relatere skade på bunndyrsamfunnene til toksiske effekter av PAH. Dette kan ha flere årsaker. Det er imidlertid viktig å klarlegge om dette skyldes en analysemetodikk som ikke spesielt er rettet inn mot dette problemet, eller om effektene er begrenset selv ved PAH-konsentrasjoner i sedimentet på flere hundre $\mu\text{g}/\text{g}$.

Følgende hovedproblem synes å være av størst forvaltningsmessig interesse:

1. I hvilken grad vil PAH-forurensede sedimenter gi opphav til uønskede konsentrasjoner i spiselige organismer.
2. Hvilke effekter på organismer fås av PAH-forurenset sediment.

Problem 1 innbefatter eksperimenter med frigivelse av PAH fra sedimenter samt opptaks-/utskillelsesforsøk med organismer. Problem 2 er komplisert og krever undersøkelser innfor histologi, enzyminduksjon, patologi osv.

2.2. Formål.

Dette prosjektet har hatt som formål å belyse deler av problemstillingen gitt i pkt.1 ovenfor. Hovedformålet er:

- * å skalere frigivelsen av PAH fra forurenset sediment.

Et delmål har også vært å studere hvilke faktorer som styrer en eventuell frigivelse.

Den forvaltningsmessige nytten av eksperimentene er å kunne skalere betydningen av PAH-forurenset sediment som forurensningskilde sammelignet f.eks. med eksisterende utslipp.

2.3. Eksperimentelt arbeid med sedimenter - fordeler og ulemper.

Både uorganiske og organiske miljøgifter har en tendens til å akkumuleres i bunnsedimenter (Förstner, 1987). Som en konsekvens av dette, vil utslipp til det akvatiske miljø føre til forurensede sedimenter innenfor utslippets influensområde. For enkelte miljøgifter (f.eks. PAH) vil sterkt forurensede sedimenter begrense seg til et forholdsvis lite område på grunn av rask sedimentering. Andre stoffer (f.eks. Hg) kan påvirke sedimentene i et stort område som følge av at stoffene omdannes ("resirkuleres") i miljøet (f.eks. opptak i organismer, ekskresjon, metylering, etc.).

Foruten at sedimentene kan være en lagerplass for miljøgifter, har man også i de senere årene rettet oppmerksomheten mot sedimentene som sekundær forurensningskilde (Skei, 1991). En del av de stoffene som avsetter seg i sedimentene kan tilbakeføres til vannfasen og/eller organismer som lever i, på eller nær sedimentet. Denne tilbakeføringen eller fluxen av stoffer ut av sedimentene er hittil dårlig kvantifisert. Fluxratene vil avhenge av så mange faktorer at det er vanskelig å bruke erfaringstall som er almenngyldige.

Det finnes flere muligheter for å beregne sedimentenes rolle som forurensningskilde:

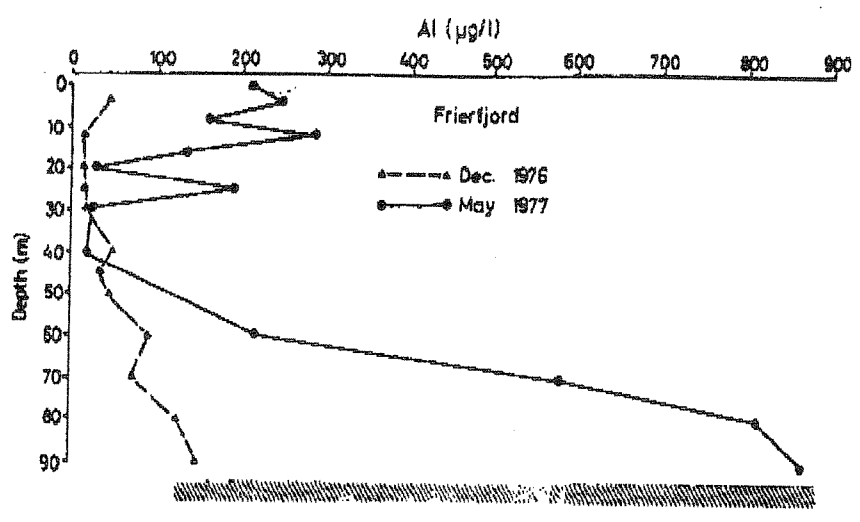
(i) Teoretiske modeller som tar utgangspunkt i stoffenes konsentrasjon i porevann og i vann over sedimentet. Deretter beregnes diffusiv flux (hvis man ikke har målinger i porevann, kan konsentrasjonene beregnes ved hjelp av fordelings-koeffisienten mellom fast stoff og vann).

(ii) Målinger i felt ved hjelp av klokker og anordninger som isolerer en vannmasse i kontakt med sedimentet. Dette blir statiske forsøk.

(iii) Enkle lab-eksperimenter hvor vann og sediment rystes og hvor mengde frigitt stoff registreres (utlutningstester).

(iv) Forsøk med sedimentflater som blir eksponert for strømmende vann ("Solbergstrand-eksperimenter").

Å simulere utveksling av stoffer mellom vann og sediment er komplisert, enten det gjøres teoretisk, i laboratorium eller i felt. Det er imidlertid behov for å få et anslag på størrelsen av problemet med forurensede sedimenter. I den sammenheng vil typen "Solbergstrand-eksperimenter" være til god hjelp. Disse gir mulighet til å manipulere med faktorer som kan tenkes å styre frigivelsesprosessene. Den største vanskeligheten med slike eksperimenter er skaleringen. Man arbeider i grensesjiktet vann - sediment og noen 10-talls centimeter fra sedimentflaten, men ønsker å overføre resultatene til dype fjorder. Det synes derfor å være mest riktig å overføre resultatene til det vannlaget som influeres av resuspensjon i fjorder. Svært ofte begrenser dette vannlaget seg til 10-20 meter fra bunnen med en nærmest eksponensiell økning i turbiditet ned mot sedimentet. Dette innebærer også at sedimentene i første rekke influerer på organismer som befinner seg i dette vannsjiktet, på sedimentflaten eller i sedimentet. Figur 1 illustrerer dette for Frierfjorden.



Figur 1. Vertikal fordeling av partikulært aluminium før (des. 1976) og etter (mai 1977) dypvannsfornyelse i Friertjorden (etter Skel 1980).

Det største problemet forbundet med tolkning av resultater fra slike eksperimenter er kvantifisering av netto transport av miljøgifter fra sediment til vann og eventuelt biologisk materiale. Ved oppvirvling vil mesteparten av partiklene transporteres en viss avstand før de sedimenterer igjen. Ved eksperimentene er denne transportveien bare 0.5 m og vil derfor ikke gjenspeile de naturlige forholdene i en fjord. Oppvirvlingsforsøkene er primært gjort for å registrere mengden av løste stoffer som mobiliseres når sedimentene forstyrres, og måling av total flux (partikulært og løst) gir ikke et mål for netto transport av miljøgifter fra sedimentene. Dette fordi partikler i et naturlig system i stor grad vil tilbakesføres til sedimentene. Selv en del av de løste stoffene som frigis, vil adsorberes til partikler og finne veien tilbake til sedimentene igjen. Dette er situasjonsbetinget og vanskelig å kvantifisere i hvilken grad det skjer.

I en maksimalbetraktning ("verste tilfelle") kan vi anta at hele fluksen representerer et netto tap fra sedimentene. Risikoen for overestimering av dette netto-tapet er stor, delvis fordi readsorpsjon til partikler neglisjeres og at eventuelt omfang av oppvirvling/forstyrrelse kan være urealistisk.

Et praktisk problem knyttet til slike eksperimenter, som omfatter kompliserte organiske analyser, er at tiden fra at vannprøvene tas til at resultatene foreligger er lang. Dette innebærer små muligheter til endring av eksperimentell design underveis.

3. MATERIALE OG METODER

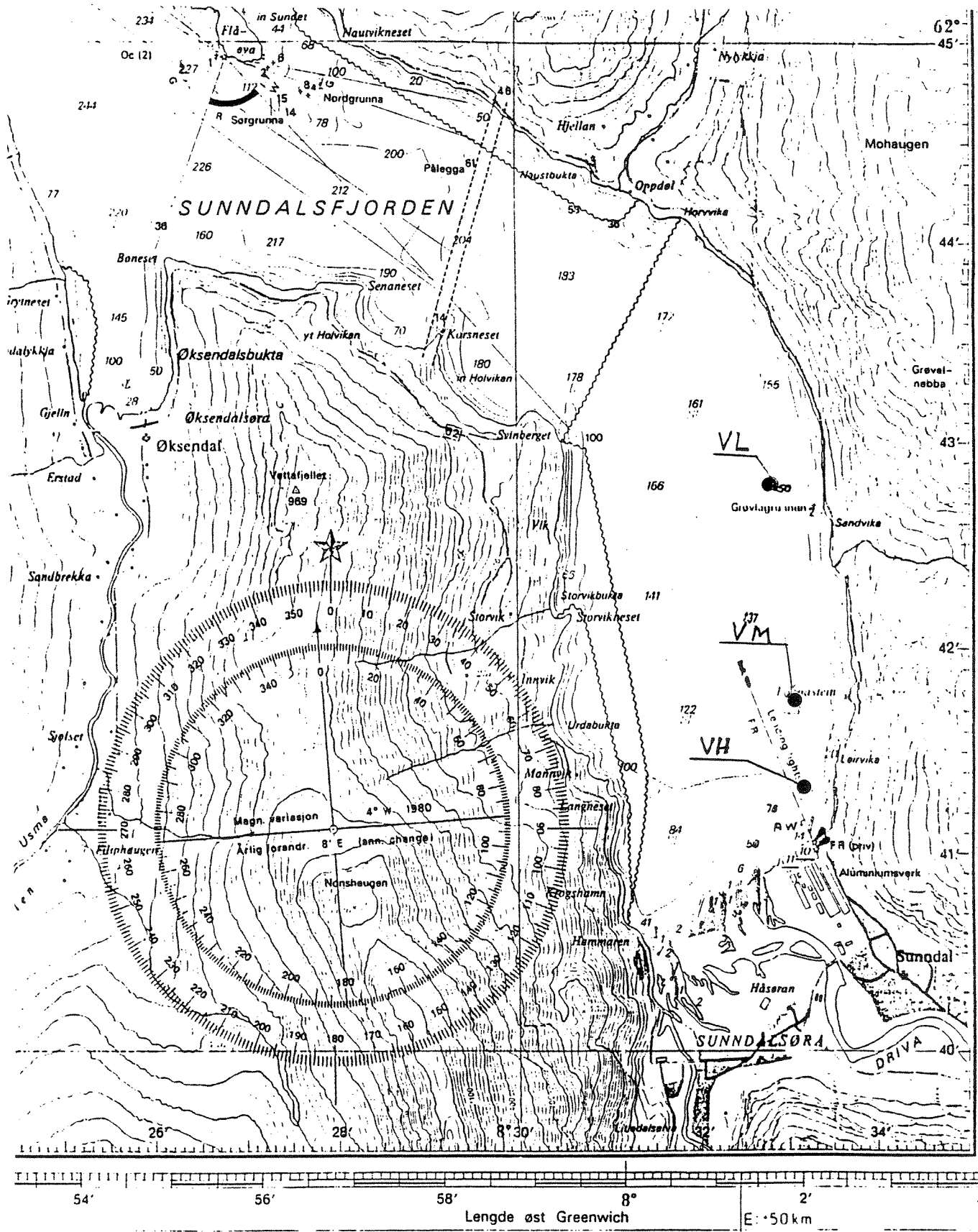
3.1. Feltarbeid.

Sedimentprøver ble innsamlet fra Sunndalsfjorden og Saudafjorden henholdsvis 24.-26.9 og 8.-10.10 1990. Prøvene ble samlet med en "box-corer" som hugger 0.5 x 0.5 m av sedimentflaten ned til ca. 40 cm dyp. Denne prøvetakingen sikrer en svært liten forstyrrelse av prøvene. Alle prøvene som ble akseptert, kom ombord med vann over sedimentflaten slik at minimal forstyrrelse kunne verifiseres visuelt. Sedimentkassene ble transportert til NIVAs marine forskningsstasjon Solberstrand (ytre Oslofjord) med en liten lastebil uten vann over slammet. Denne transportmåten medførte liten forstyrrelse av sedimentet. Ved forsiktig etterfylling av vann på eksperimentstedet var det ikke visuelt tegn til dødelighet av fauna i sedimentet.

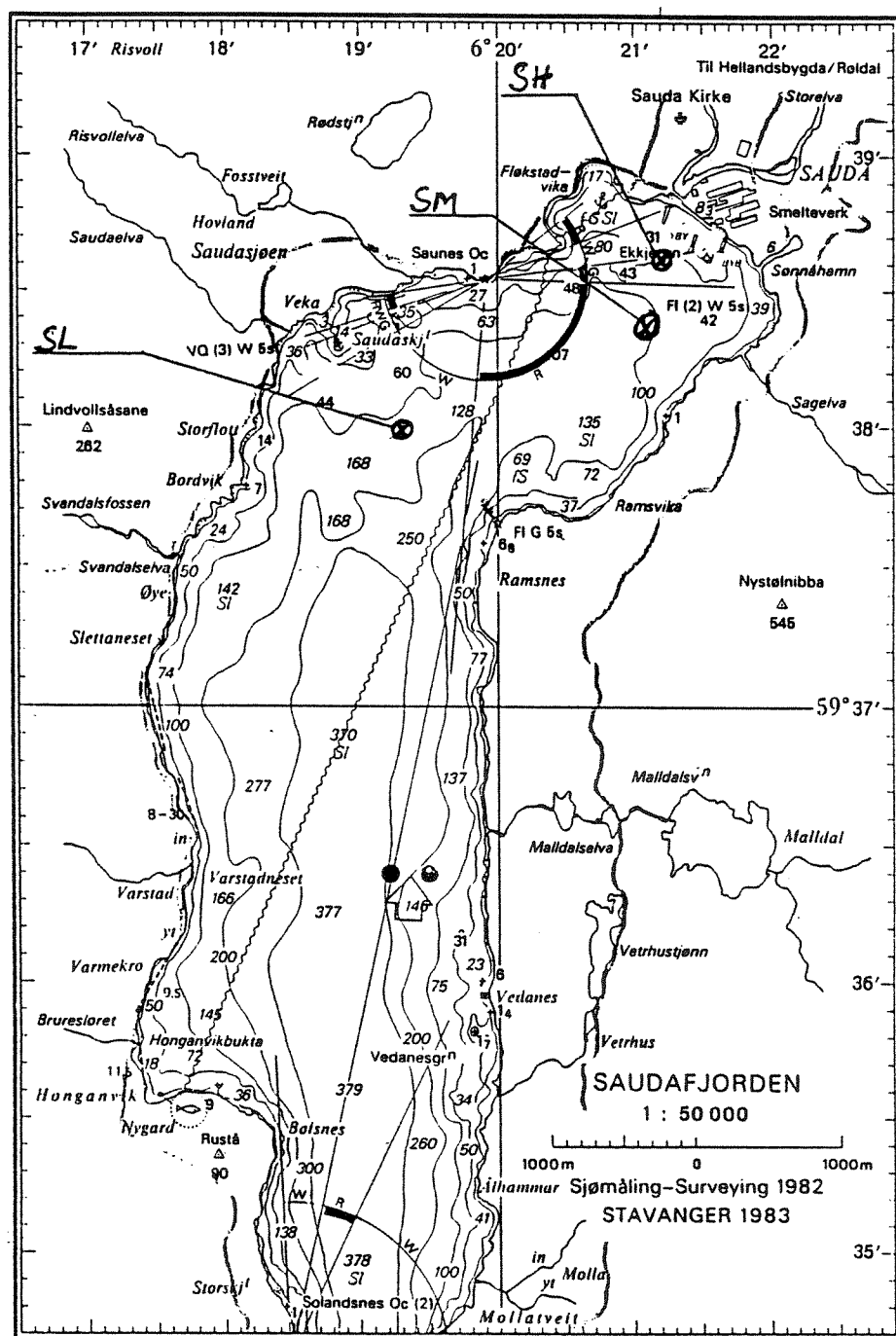
I hver fjord ble tre stasjoner prøvetatt: To stasjoner med to paralleller og en stasjon med 6 paralleller. Kontrollsedimenter ble samlet inn fra ytre Oslofjord, nær Solbergstrand. Det ble her tatt tre paralleller. Figur 2-4 viser prøvetakingslokalitet i hver av fjordene og tabell 1 gir en oversikt over prøver fra de forskjellige fjordområdene.

Tabell 1. Oversikt over sedimentprøver fra de forskjellige fjordene og avstand til aktuelt smelteverk.

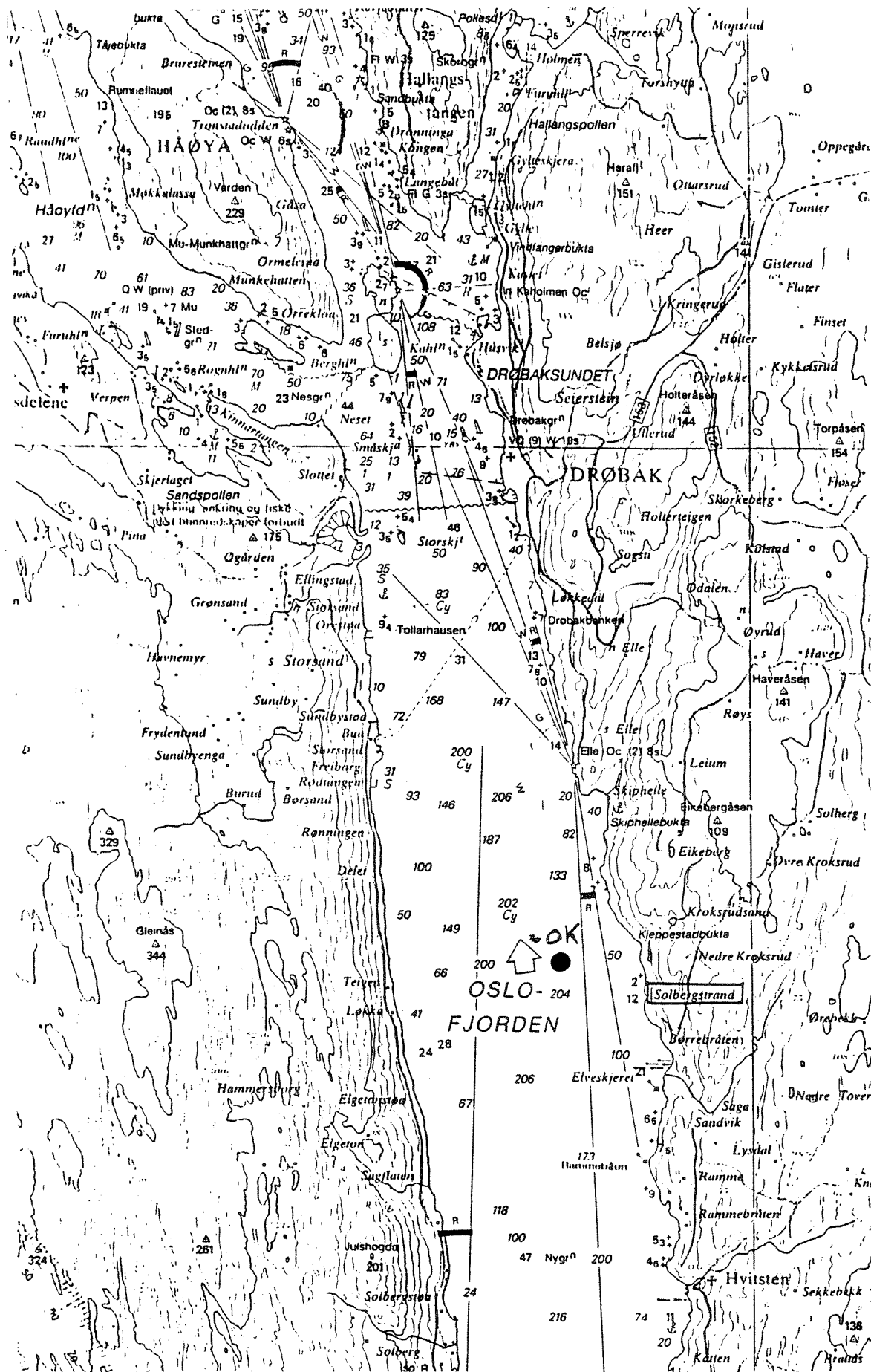
Fjord	Vanddyb, m	Ant. paralleller	Avst. bedrift, km
Sunddalsfj:			
VL	160	2	3.2
VM	120-123	6	1.3-1.4
VH	82	2	0.5
Saudafj:			
SL	167-178	2	2.5
SM	116	6	0.9
SH	55-65	2	0.4
Oslofj:			
OK	200	3	-



Figur 2. Sedimentstasjoner i Sunndalsfjorden.



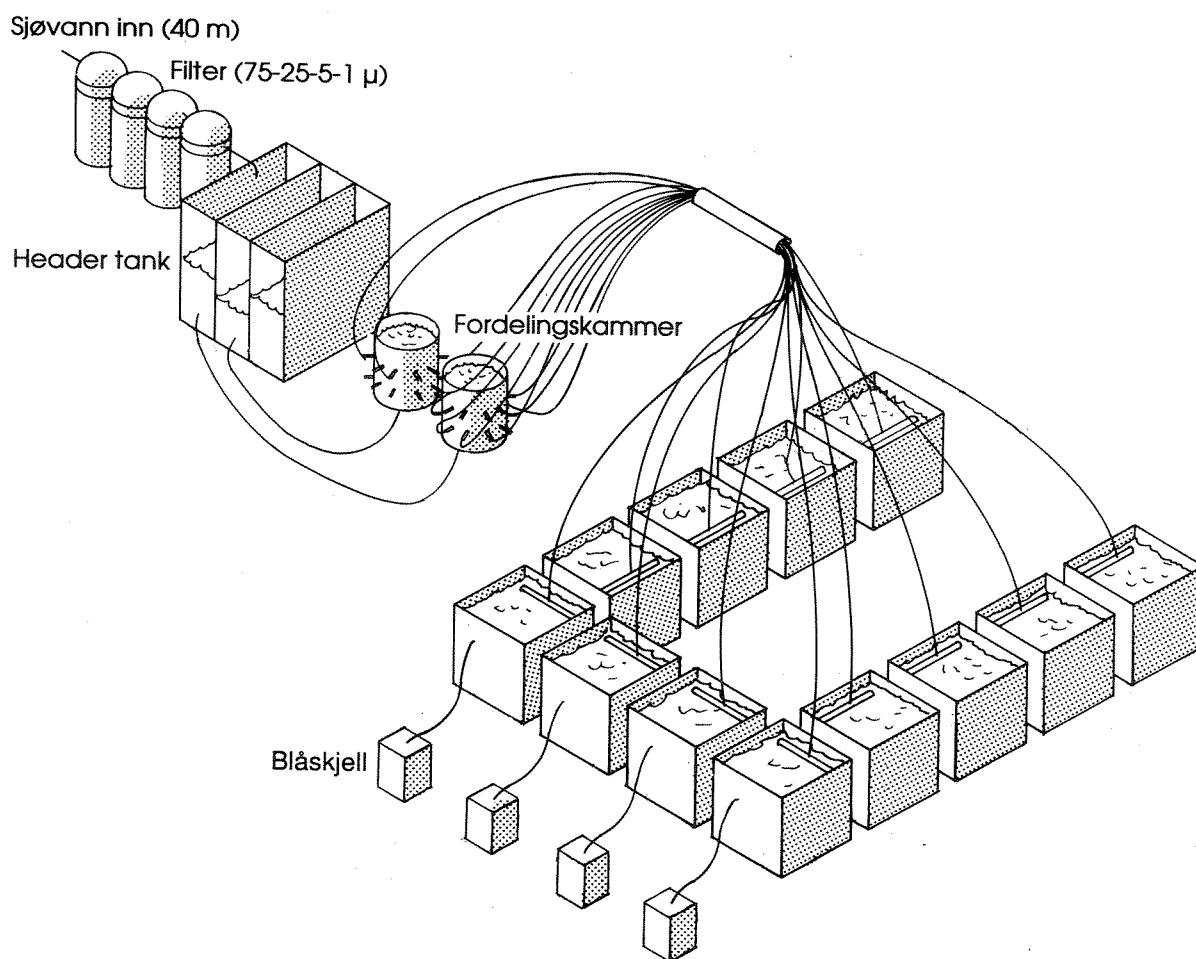
Figur 3. Sedimentstasjoner i Saudafjorden.



Figur 4. Sedimentstasjon i Oslofjorden.

3.2. Forsøksbetingelser.

Sedimentene ble plassert i forsøkshallen på Marin Forskningsstasjon Solberstrand. Forsøksoppsettet fremgår av prinsippskisse i figur 5. Vann ble pumpet fra 40 m dyp utenfor stasjonen til en fordelertank via 3 CUNO Micro-clean III filtersatser koplet i serie med porestørrelse henholdsvis 75, 25 og 1 μm . Fra fordelertanken ble vannet ledet i separate slanger til hver sedimentkasse forsynt med en horisontal vannspreder med åpning mot bakre kassevegg. Videre hadde hver kasse to horisontale skillevegger plassert henholdsvis ca. 5 cm fra bakre og fremre kassevegg. Skilleveggenes overkant stakk ca. 0.5 cm over vannspeilet og ca. 1.5 cm over sedimentoverflaten. Tilførselsvannet ble dermed ledet ned langs bakre kassevegg og videre fremover under skilleveggene til kassens fremre vegg og deretter opp mot utløpet som var plassert midt i vannspeilet. Oppsettet medfører at vanntransporten skjer langs sedimentoverflaten. Hver kasse mottok ca. 40 ml tilførselsvann pr. minutt. Dette var tilstrekkelig til å ha et fulloksygenert vann i kassene, men ikke så høy hastighet på vannet at sedimentet ble virvlet opp.



Figur 5. Prinsippskisse over forsøksoppsettet.

Det eksisterer daglige saltholdighetsmålinger og temperaturregistreringer hver time for inntaksvannet. I de første 3 månedene av eksperimentene ble oksygenmengden i kassevannet målt to ganger pr. uke. Vannet var hele tiden oksygenmettet. Videre målinger ble derfor sløyfet. En oppsummering av disse parameterne ved hver prøvetaking er gitt i neste kapittel.

For å simulere forstyrrelse av sedimentoverflaten tilsvarende det som skjer naturlig i en fjord ble noen av kassene tilsatt reker. Tilsats av 15 reker til en kasse er betegnet som middels forstyrrelse, mens tilsats av 30 reker er betegnet som kraftig forstyrrelse. De kassene som ikke mottok reker, er betegnet som uforstyrrede. Alle kassene inneholdt også sin opprinnelige fauna.

Nedstrøms hver kasse ble det plassert kar med ca. 200 blåskjell i hver. Ca. 50 skjell fra disse er tatt ut ved tre anledninger med ca. to måneders mellomrom. Blåskjellene ble foret to ganger ukentlig med en kultur av algen Phaeodactylum dyrket på inntaksvann. PAH-opptak i disse skjellene representerer derfor en viktig biologisk respons på belastningen fra sedimentkassene. Prøvene er lagret og vil bli analysert senere.

3.3. Prøvetakingsprogram.

Etter at sedimentkassene var installert på Marin Forskningsstasjon Solbergstrand, stod de i ro 2-3 uker før første prøvetaking av avløpsvannet ut fra kassene ble gjennomført. Prøver ble samlet inn 25.10.90, 31.10.90, 21.11.90, 9.1.91 og 10.4.91 og analysert på innhold av PAH og suspendert tørrstoff (STS). I tillegg til STS-analyser ved disse datoene, er det gjennomført STS-analyser hver 14. dag i hele eksperimentperioden.

Prøvene er merket i henhold til prøvetakingsrunde (1-5), grad av forstyrrelse (U=uten, M=middels, K=kraftig), fjordområde (O=Oslofjorden, S=Saudfjorden, V=Sunndalsfjorden), PAH-innhold i sedimentet (L=lav, M=middels, H=høy) og parallell (1-2). Betegnelsen for PAH-innhold i sedimentet er gjort på grunnlag av avstand fra utslippskilde og før PAH-innhold i sedimentene var analysert. Lav og middels konsentrasjon kan derfor være noe misvisende.

Ved eksperimentets slutt ble det tatt prøver av de øverste 2 cm av sedimentet fra hver kasse. For å få en mest mulig representativ prøve fra hver kasse, ble det samlet 5 paralleller som ble slått sammen og homogenisert for analyse. Sedimentene ble analysert for organisk karbon, total nitrogen, aluminium, jern, mangan, kobber, sink, kadmium og bly.

Fra utvalgte kasser er kornfordelingen (intervallet 2-60 μm) i det øverste 2 cm samt for partiklene i avløpsvannet bestemt med "coulter-counter".

En oppsummering av prøvetakingen er gjort i tabell 2.

Tabell 2. Oversikt over prøvetaking på Solbergstrand.

Dato Prøvetaking	Temp.	Salt	Analyser
25.10.90	11	33,1	STS, PAH
31.10.90	12	30,0	STS, PAH
21.11.90	10	34,4	STS, PAH, Blåskjell, PAH-resin*
9.1.91	9	33,7	STS, PAH, Blåskjell, PAH-resin
10.4.91	7,5	34,7	STS, PAH, PAH-sed., metaller, C/N, Blåskjell, Korn, PAH-resin.
21.5.91			PAH-resin.

STS:	Suspendert tørrstoff.
PAH:	PAH i avløpsvann.
PAH-sed.:	PAH i sedimenter.
PAH-resin:	Testing av resin for ekstraksjonseffektivitet.
Metaller:	Metaller i sedimenter.
C/N:	Karbon/nitrogen i sedimenter.
Korn:	Kornfordeling i sedimenter og avløpsvann.
Blåskjell:	Uttak av blåskjell for senere analyse.
*:	Tapt.

3.4. Analysemetodikk.

3.4.1. Sedimenter.

Innhold av metaller i sedimentene er bestemt med atomabsorpsjon spektrofotometri etter totaloppslutning av tørket prøve i 1:6 blanding av kongevann:fluss-syre. Totalt organisk karbon og total nitrogen-konsentrasjon er målt med en CHN-elementanalysator.

For bestemmelse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) ble 0,5-5 g frysetørket sediment tilsatt deutererte PAH som indre standarder og ekstrahert med syklohexan i Soxhlet i 8 timer. Etter tørking med natriumsulfat ble ekstraktvolumet redusert før rensing på silikagel deaktivert med 15% vann. Cyklohexan ble benyttet som elueringsmiddel. Ekstraktvolumet ble redusert til 0,1-2 ml før analyse.

PAH ble analysert på gasskromatograf utstyrt med splitløs injektor og kapillarkolonne. Gasskromatografen var tilkoblet en masseselektiv detektor innstilt i SIM slik at PAH identifiseres ut fra molekylionene og retensjonstid. Kvantifisering ble utført ved hjelp av de tilsatte indre standarder.

3.4.2. Avløpsvann fra eksperimentkassene.

3.4.2.1. Suspendert tørrstoff.

Suspendert tørrstoffinnhold i ble bestemt gravimetrisk ved å frafiltrere partiklene på et GF/C-filter (poreåpning ca. 1 μm).

3.4.2.2. PAH.

Det ble det tatt ut serier på 24 sjøvannsprøver fra utløpene av sedimentkasser med ulike typer av PAH-holdige sedimenter. PAH i vannprøvene ble isolert ved forsøksanlegget på Solbergstrand og analysene foretatt på NIVA's laboratorium. Flere adsorpsjonsmetoder ble vurdert, men adsorpsjon til XAD-8 resin ble valgt.

Metoden innebærer at vannet ledes gjennom en glasskolonne fylt med XAD-8, en makroretikulær resin som kan adsorbere ulike organiske stoffer i vann deriblandt PAH. Stoffene kan etterpå elueres med passende løsningsmiddel. Kolonnene ble koblet direkte til utløpene fra sedimentkassene. Etter at 5 l prøve var rent igjennom, ble kolonnene tatt med til laboratoriet for videre analyse.

Både XAD-2 og XAD-8 ble vurdert anvendt. Etter råd fra spesielt R.L. Malcolm (U.S. Geological Survey), ble XAD-8 valgt som mest hensiktsmessig. Resinet, som hadde kornstørrelse 20-60 mesh, ble først rensert 3 ganger med 0.1 M NaOH over 3 døgn, deretter 1 døgn i Soxhlet med henholdsvis metanol, acetonitril, diklormetan og tilslutt metanol ennå en gang. Etter 15-20 gangers skylling med destillert/ionebyttet vann ble resinet fylt i glasskolonner med teflonhane og 1.9 cm.i.d. til en høyde av 6 cm tilsvarende et resinolum på 17 ml ("bedvolume"). Deretter ble kolonnene brakt til Solbergstrand og koblet til utløpene av sedimentkassene med ca. 0.5 m silikonslange. Kolonnene var plassert såpass lavt i forhold til utløpet fra kassene at vannstrømmen på 40 ml/min. passerte uten å gi problemer. Dette tilsvarer ca. 2.4 bedvolumes/min. Dette er innefor anbefalinger av Kunte og Pfeiffer (1985) som har benyttet fra 3 til 6 bedvolumes/min. ved deres forsøk. Etter at 5 liter vann hadde gått igjennom ble ekstraksjonen stoppet og kolonnene brakt til NIVA for videre analyse.

På laboratoriet ble PAH eluert fra kolonnene iflg. Kunte og Pfeiffer (1985). Sjøvannet i kolonnene ble først tappet ned til overflaten av resinet som så først ble eluert langsomt med 50 ml Rathburn glassdestillert aceton. Deretter fulgte eluering med 150 ml Rathburn glassdestillert diklormetan. De to eluatene ble så slått sammen i skilletrakt og diklormetanfasen separert av. Aceton/vann fasen ble kastet. Etter tørking over natten med natriumsulfat ble diklormetanfasen tilsatt deutererte PAH som indre standarder og deretter redusert i volum på Rotavapor til ca 5-6 ml. Ekstraktet ble så blåst inn med nitrogenstrøm til ca. 50 ul før analyse.

PAH ble analysert med gasskromatograf utstyrt med Ultra 2 25m x 0.2mm x 0.11 μ m kapillarkolonne og splitless injektor. Instrumentet var koblet til en masseselektiv detektor (MSD) som ble operert i SIM slik at PAH ble identifisert ut fra de respektive molekylionene som ble dannet ved electron impact. Dette gir en sikrere identifikasjon enn flammeionisasjons-detektor som har vært benyttet ved de fleste tidligere publiserte undersøkelser med XAD. Kvantifisering ble utført v.h.a. de tilsatte indre standarder.

Publiserte undersøkelser av Kunte og Pfeiffer (1985), Junk et al.(1976), van Rossum og Webb (1978) og Shinohara et al. (1977), har vist at XAD-resiner ikke adsorberer PAH 100% i fra vann. Det har derfor vært nødvendig å få klarlagt hvor effektivt resinkolonnene har adsorbent PAH i eksperimentene på Solbergstrand. Adsorpsjonsevnen ble undersøkt med vann fra sedimentkassen USM-1 (Saudafjordsedimenter). Vannet før og etter resinkolonnen ble samlet opp i en 5 l glassflaske som ble analysert for seg. Vannet ble tilsatt indre standarder og ekstrahert med 200 ml dest.cyklohexan i flasken v.h.a. magnetrører. Etter tørking og reduksjon av ekstraktvolumet fulgte analyse med GC/MSD på samme måte som nevnt ovenfor. Ut fra analysene kunne det således beregnes hvor stor andel av PAH som hadde passert kolonnen uten å bli adsorbent.

Som det fremgår av resultatene varierte resin-adsorbsjonen mellom ca. 30 og 80 %. Forsøkene for januar og april indikerer at gjenvinningen var noe dårligere for de høyt kokende PAH, dessuten var gjenvinningen gjennomsnittlig noe dårligere ved forsøkene i april da PAH-innholdet var høyt i utløpsvannet, sammenliknet med de to andre forsøkene.

Ved de tre gjenvinningsforsøkene var resinkolonnes gjennomsnittlige ekstraksjonseffekt 52%. Kunte og Pfeiffer (1985) oppnådde tilsvarende 36-44%, og Junk et al. (1976), 59%. Van Rossum og Webb (1978) fant i gjennomsnitt 80% gjenvinning og Shinohara et al. (1977) 93%. Disse to sistnevnte rapportene beskriver imidlertid forsøk med mer vannløselige PAH som adsorberes bedre av XAD-resin.

3.5. Generelt om PAH.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er ringformede molekyler bygget opp kun av karbon og hydrogen. (En synonym betegnelse er PNA: polnukleære aromatiske hydrokarboner).

Strengt tatt omfatter PAH bare molekyler med fra tre ringer og oppover. Imidlertid regnes ofte naftalener og andre disykliske forbindelser med i sum PAH, derimot ikke monosykliske. I teksten vil betegnelsen "polysykliske aromatiske hydrokarboner" referere seg til forbindelser med tre eller flere ringer, det vil si fenantren eller tyngre forbindelser. "Sum PAH" innbefatter derfor disse, mens de kvantifiserte, lettere forbindelsene omfattes av "sum di-/heterosykliske aromatiske hydrokarboner".

De krystallinske PAH-forbindelsene er karakterisert ved høye smelte- og kokepunkter, lavt damptrykk og liten vannløselighet. Generelt sett avtar damptrykk og løselighet med økende molekylvekt, dessuten - i hovedsaken - med graden av metylering. Generelt avtar løsligheten med økende molekylvekt og, i hovedsak, med grad av metylering. For eksempel har naftalen en løslighet (dest.vann, 25 °C) på ca. 25 mg/l, fenantren 1.3 mg/l, fluoranten 0.25 og benzo(a)pyren 4 µg/l (på grunnlag av data fra EPA 1980, Mackay and Shiu 1977, Müller 1987, Neff 1985 og NRC 1983). Lineære molekyler er generelt sett mindre vannløselig enn vinkelformede. Løseligheten øker med temperaturen og synes noe lavere i saltvann enn ferskvann (få undersøkelser, foruten referanser i NRC/Canada (1983), se Whitehouse (1984, 1985a).

Innhold av humus synes å øke PAH's løselighet i vann (Whitehouse 1985b, Shinozuka et al, 1987), men samtidig adsorberes/bindes PAH til humusstoffene (se f.eks. Gjessing og Berglind 1981, Moorehead et al 1986, Johnsen 1987) slik at bare en redusert andel lar seg ekstrahere (Gjessing og Berglind 1981, Carlberg og Martinsen 1982). Forholdet kan ha betydning for biotilgjengelighet og dermed også giftighet av PAH (kfr. kap. 6).

Lav løselighet gjør at den største andelen av PAH i vann ofte vil være adsorbent til partikler. Dette gjelder særlig PAH av høyere molekylvekt (Weber og Ernst, 1983). Disse har også størst tendens til å akkumuleres i sedimentene. PAH adsorberes i større grad til organiske enn uorganiske partikler (NRC/Canada 1983). I teksten brukes betegnelsen "frigivelse" av PAH fra sedimenter. Det er ikke differensiert om dette er i løst, colloidial eller partikulær form. Imidlertid, ut fra det som er sagt ovenfor, vil hovedmengden av PAH være knyttet til partikler av en eller annen type.

PAH absorberer lys i bølgelengdene 200-400 nm og fotooksyderes (NRC/Canada 1983). Imidlertid beskytter enkelte typer av partikler mot fotooksydasjon og dermed kan PAH f.eks. fraktes langt med sotstøv i luft. Ulike PAH er i forskjellig grad ømfintlig for fotolyse. Generelt sett er de høymolekylære mest utsatt (Neff 1985a), men molekylstrukturen spiller inn i betydelig grad. I vann er fotolyse bare aktuell i aller øverste par metere pga. lysets hurtige svekking med dypet.

PAH er ellers ømfintlig overfor ozon, og reagerer dessuten med nitrogenoksyder til nitro-PAH, som også er potensielt kreftfremkallende (Rosenkranz og Mermelstein 1985). Bortsett fra dette og fotooksydasjon, er PAH lite reaktive. Gruppen viser høy grad av bestandighet i mørke, og særlig under anaerobe forhold i sedimenter (Neff 1985a, Bauer og Capone 1985a). Om bestandighet i sedimenter kan bl.a. også henvises til NRC/Canada (1983), Radman et al. (1982, 1987 med ref.) og Hinga og Pilson (1987). Imidlertid er opphavet til og karakteren av PAH av betydning for graden av bestandighet. For eksempel viste Lee og Ryan (1983) at oljeavledet PAH i sediment i hvert fall var delvis raskt omsettelig.

PAH kan imidlertid også brytes ned mikrobielt (dvs. av sopp og bakterier, enten som hovedsubstrat eller samtidig med nedbrytningen av andre organiske forbindelser (kooksydasjon).

PAH-forbindelsene er lett løselige i fettstoffer og skader på organismer kommer delvis av interferens med fettrike membranstrukturer i cellene. Noen av forbindelsene er potensielt kreftfremkallende etter aktivering til forholdsmessig kortlivede stoffskifteprodukter. Disse reagerer med DNA og frembringer endringer i arbestoffet og dermed risiko for dannelselse av kreftceller. De potensielt kreftfremkallende PAH-ene er i teksten angitt ("KPAH"). For en mer inngående beskrivelse av PAH henvises det til Knutzen (1989).

4. RESULTATER OG DISKUSJON

4.1. Karakterisering av forsøkssedimentene.

4.1.1. Organisk innhold, partikkelsammensetning og metaller.

Det var relativt små forskjeller i organisk karbon innhold mellom fjordene med konsentrasjoner fra 1-2 %, bortsett fra stasjonen nærmest Sauda Smelteverk A/S (tabell 3). Her var karbon konsentrasjonen 4.5-5 %. Verdiene er innenfor normalvariasjonen for fjordsedimenter, men konsentrasjonene nærmest Sauda Smelteverk A/S tyder på lokale tilførsler her. Verdiene fra begge fjordene er sammenlignbare med tidligere resultater (Knutzen og Skei 1988, Næs og Rygg 1988).

Det organiske materiale i fjordsedimentene skyldes primærproduksjon, generell avrenning fra land og kommunale og industrielle utslipp. I et sediment hvor det organiske materiale stammer fra primærproduksjon, er det vanlig å observere et forholdstall mellom organisk karbon og nitrogen, C/N-forholdet, på 6-10. Organisk materiale fra generell avrenning fra land er relativt fattig på nitrogenforbindelser. Sedimenter påvirket av terrestrisk organisk materiale, vil derfor ha høyere C/N-verdier. C/N-resultatene tyder at sedimentene fra Oslofjorden i hovedsak mottar organisk materiale fra dødt plankton, men Sauda- og Sunndalsfjorden har et betydelig innslag av terrestrisk karbon i sedimentene. C/N-verdiene fra Sunndalsfjorden er i overensstemmelse med 1986-undersøkelsen (Næs og Rygg 1988). Det er ikke tidligere analysert på nitrogen i sedimentene i Saudafjorden, slik at C/N-tall heller ikke foreligger.

Alle sedimentprøvene var finkornige med partikkelstørrelse mindre enn 20 μm , i hovedsak mindre enn 10 μm . Figurene 6-8 illustrerer kornfordelingen i prøver fra Oslo, Sauda- og Sunndalsfjorden.

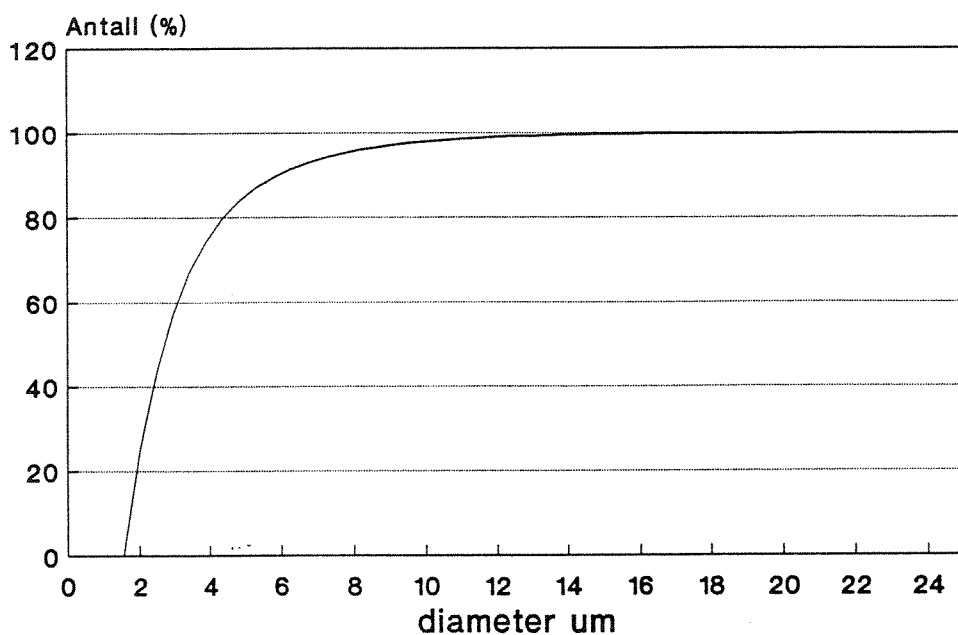
Tabell 3. Innhold av aluminium (Al), mangan (Mn), jern (Fe), kadmium (Cd), bly (Pb), sink (Zn), kobber (Cu), totalt organisk karbon (TOC), totalt nitrogen (TN), forholdstallet mellom organisk karbon og nitrogen (C/N), sum PAH og prosent potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH) i eksperimentsedimentene. Di/hetero angir kvantifiserte forbindelser med molekylvekt mindre enn fenantren. Det minnes om at:

1. bokstav i prøvebetegnelsen angir grad av forstyrrelse (uten, middels, kraftig),
2. bokstav angir fjordområde (O=Oslofjorden, S= Saudafjorden, V=Sunndalsfjorden),
3. bokstav angir opprinnelig antatt PAH-konsentrasjon (L=lav, M=middels, H=høy).

Fjord	Kode	Al mg/g	Mn mg/g	Mn/Al	Fe mg/g	Fe/Al	Cd µg/g	Pb µg/g	Zn µg/g
Oslo	UOK/MOK/KOK-1	52,7	5,24	0,1	41,7	0,79	0,1	73,3	200
Sauda	MSH-I	10	106	4,1	14,5	0,69	249	1180	9950
	MSH-II	25,6	48,3	1,9	24,7	0,96	81,6	669	3660
	USM-I	50,8	23,4	0,46	30,1	0,59	6,9	156	750
	USM-II	52	19,8	0,38	33,3	0,64	9,43	138	700
	KSM-I	55	19,2	0,35	27,2	0,49	7,36	130	650
	KSM-II	51,1	23,7	0,46	27,7	0,54	9,43	166	850
	MSM-I	34,2	8,03	0,23	25,4	0,74	3,06	79	370
	MSM-II	50,1	9,84	0,2	30,7	0,61	3,4	96,3	410
	MSL-I	52,7	33,6	0,63	38,7	0,73	9,56	228	960
	MSL-II	51,2	23,8	0,46	38,8	0,76	7,85	175	730
Sunndal	MVL-I	56,5	0,75	0,01	42,6	0,75	0,08	23,8	100
	MVL-II	83,8	0,8	0,01	46,8	0,56	0,08	23,2	110
	MVM-I	60	0,68	0,01	41,3	0,69	0,1	24,6	120
	MVM-II	54,4	0,7	0,01	40,2	0,74	0,2	24,1	110
	KVM-I	59,1	0,67	0,01	41,1	0,7	0,08	25,7	100
	KVM-II	61,7	0,74	0,01	44,3	0,72	0,08	25,5	130
	UVM-I	63,4	0,71	0,01	41,2	0,65	0,08	24,6	110
	UVM-II	66,8	0,69	0,01	42,8	0,64	0,08	29	110
	MVH-I	75,2	0,63	0,01	36,9	0,42	0,1	25	100
	MVH-II	77,9	0,61	0,01	36	0,46	0,13	26,9	100

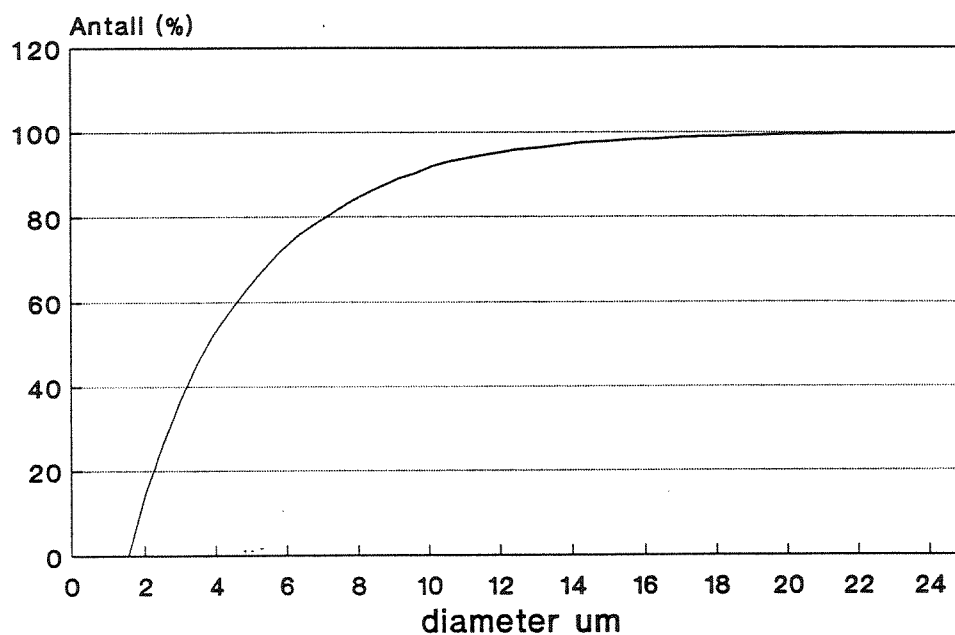
Fjord	Kode	Cu µg/g	TOC mg/g	TN mg/g	C/N	PAH µg/g	Di/hetr µg/g	KPAH %
Oslo	UOK/MOK/KOK-1	40,3	21	2,3	9,1			
Sauda	MSH-I	306	45	1,7	26,5	543	5	42
	MSH-II	137	49,2	2,2	22,4	140	0,08	48
	USM-I	45	23	1,2	19,2	32	0,02	47
	USM-II	41,9	19,6	1,1	17,8	25	0,02	49
	KSM-I	38,8	17,1	1,1	15,5	23	0,01	46
	KSM-II	50,1	21,5	1,1	19,5	26	0,04	47
	MSM-I	42,1	20,2	1,2	16,8	9	0,01	50
	MSM-II	49,2	26,3	1,7	15,5	12	0,02	52
	MSL-I	67,8	31,5	2,2	14,3	9,2	0,3	43
	MSL-II	63,3	29	2	14,5	9,8	0,3	41
Sunndal	MVL-I	50,9	10,6	<1,0	>10,6	7	0,3	35
	MVL-II	49,3	10,7	<1,0	>10,7	6,9	0,3	30
	MVM-I	47,3	13,6	<1,0	>13,6	26	0,6	31
	MVM-II	48,3	13,6	<1,0	>13,6	19	0,2	35
	KVM-I	47,7	13,9	1,1	12,6	31	0,3	52
	KVM-II	50,6	13,9	<1,0	>13,9	28	0,2	46
	UVM-I	48,8	14	<1,0	>14	19	0,1	44
	UVM-II	50,5	14,4	<1,0	>14,4	26	0,4	42
	MVH-I	47,6	19,3	1	13,9	67	0,1	39
	MVH-II	50,7	22,4	1	22,4	64	0,2	40

MOK I SED.
1115025 /ml 72 mm³/l



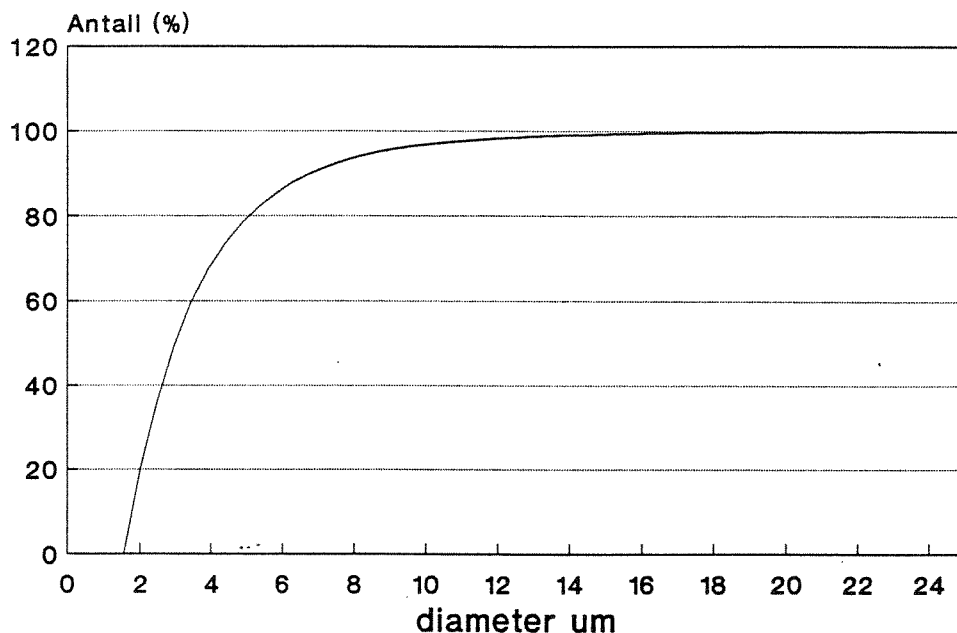
Figur 6. Kornfordeling i utvalgte sedimentprøver fra Oslofjorden.

MSM I SED.
266925 /ml 45 mm³/l



Figur 7. Kornfordeling i utvalgte sedimentprøver fra Saudafjorden.

MVM I SED.
970225 /ml 91 mm³/l



Figur 8. Kornfordeling i utvalgte sedimentprøver fra Sunndalsfjorden.

Metallkonsentrasjonene i sedimentene fra Sunndalsfjorden er innenfor normalområdet i fjorder uten punktkilder, dog var kobberkonsentrasjonene i det øvre normalområdet. Dette gjelder også forholdet mellom jern og aluminium på ca. 0.4-0.8. Det er vanlig å observere et forholdstall mellom mangan og aluminium på 0.04-0.05. I Sunndalsfjorden var forholdet lavt med en verdi på 0.01 på alle stasjonene.

Sedimentene i Saudafjorden var på alle prøvetakingsstedene forurensset av kadmium, bly, sink og kobber. Spesielt gjaldt det stasjonen nær bedriften hvor konsentrasjonen av de nevnte metallene var henholdsvis ("normalverdi" i parentes): kadmium 249 $\mu\text{g/g}$ (0.1), bly 1180 $\mu\text{g/g}$ (30), sink 9950 (100) og kobber 306 (30). Jern til aluminium-forholdet var normalt (0.49-0.96), men mangan til aluminiumsforholdet var høyt. På den mest bedriftsnære stasjonen var tallet 4.1. Laveste observerte verdi var på 0.2. De mest metallpåvirkede stasjonene i Saudafjorden sammenfaller med de høyeste PAH-konsentrasjonene.

Metallresultatene fra Sunndals- og Saudafjorden er i overensstemmelse med tidligere sedimentundersøkelser i fjordene. Undersøkelsene i 1986 i Saudafjorden viste kraftig reduksjon i kadmiumkonsentrasjonen i sedimentet på en stasjon i havnebassenget sammenlignet med tidligere data (st. S0 i Knutzen og Skei 1988). Dette kunne tilskrives redusert belastning. Den samme konsentrasjonsnedgangen ble imidlertid ikke observert i biologisk materiale. Knutzen og Skei (1988) konkluderte med at det kan være betydelige forskjeller i sedimentkonsentrasjoner over små avstander. Det vises også av resultatene fra denne undersøkelsen. På stasjonen nær Sauda Smelteverk varierte kadmiuminnholdet mellom 82 og 249 $\mu\text{g/g}$ for to parallelle prøver fra samme stasjon.

I sedimentprøvene fra Oslofjorden samlet ved Solbergstrand, var kadmiuminnholdet på bakgrunnsnivå. Kobberkonsentrasjonen var i øvre del av normalområdet, mens bly-og

sinkverdiene var ca. 2 ganger forhøyet. Jern til aluminium-forholdet var i samme intervall som sedimentene fra Sauda- og Sunndalsfjorden, mens mangan til aluminium-forholdet på 0.1 var relativt høyt. Avhengig av mangans oksidasjonstrinn, vil det kunne være mobilt i porevannet i sedimentet. I oksygenert miljø foreligger mangan felt som fireverdig manganoksyd. Ved suboksiske og anoksiske forhold vil mangan reduseres til toverdig som er mobilt. Det vil, på grunn av konsentrasjonsforskjeller, diffundere til sedimentoverflaten hvor det igjen kan felles i oksisk miljø. Oksygen diffunderer normalt bare noen få millimetre ned i et fjordsediment (Revsbech et al. 1979). Det relativt høye mangan til aluminium-forholdet i sedimentet fra Oslofjorden skyldes derfor trolig mobilisering og utfelling av mangan på sedimentoverflaten.

4.1.2. Innhold av aromatiske hydrokarboner.

Rådata finnes i vedlegg 1.

De tre parallelle sedimentprøvene fra Oslofjorden hadde svært likt innhold av PAH, henholdsvis 1.3, 1.4 og 1.5 $\mu\text{g/g}$ (tabell 3). Det er vanlig å anvende en verdi på ca. 0.5 $\mu\text{g/g}$ som en øvre grense for sedimentkonsentrasjoner fra områder påvirket av generell menneskelig aktivitet, men uten punktkilder. Konsentrasjonene i kontrollsedimentene var derfor ca. 3 ganger over bakgrunnsverdi. Det er ikke kjente punktkilder i området, men forhold som stor skipstrafikk kan f. eks. bidra til økt PAH-innhold i sedimentene (Næs og Oug 1991).

Det var store konsentrasjonsvariasjoner i sedimentene fra de to smelteverkspåvirkede fjordene. I Saudafjorden varierete sum PAH-konsentrasjonene fra 9.2 til 543 $\mu\text{g/g}$. I tillegg til en gradient i konsentrasjon som funksjon av avstand fra bedriften, var det på den mest bedriftsnære stasjonen stor forskjell mellom prøver fra samme område. Innenfor en avstand av 100-200 meter varierete PAH-konsentrasjonen fra 140 til 543 $\mu\text{g/g}$. Stor variasjon over korte avstander ble også observert av Knutzen og Skei (1988) i undersøkelsene fra 1986.

Sedimentene samlet fra Sunndalsfjorden inneholdt sum PAH-mengder fra 6.9-67 $\mu\text{g/g}$. Det var liten forskjell mellom parallelle prøver. Verdiene er i samsvar med målingene i 1986 (Næs og Rygg 1988). Den høyeste verdien som ble målt da var 800 $\mu\text{g/g}$, men det var på en stasjon svært nær hovedutslippet.

I alle de tre fjordene var innholdet av sum di-/heterosykliske aromatiske forbindelser lavt, <1-4 % av sum PAH. Prosentandel potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH) varierte fra ca. 30 til ca. 50 som er et normalt variasjonsområde. Det var ingen systematiske forskjeller mellom fjordene.

En oversikt over PAH-konsentrasjoner i sedimentene fra utvalgte fjorder er gitt i tabell 4.

Tabell 4. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$) av sum PAH i overflatesedimenter (0-1 event. 0-2 cm) i utvalgte fjordområder.

Fjord	ΣPAH	Ref.
Frierfjorden	5-60	Næs og Oug 1991
Kristiansandsfjorden (Vesterhavn)	12-325	Næs 1985
Fedafjorden, innenfor Feda	1-150	Rygg og Skei 1986
Saudafjorden	1-543	Knutzen og Skei 1988, denne undersøkelsen.
Karmsundet	10-100	Knutzen et al. 1989
Sørfjorden	30-90 (300*)	Kvalvågnes et al. 1986
Årdalsfjorden, indre del	70-820	Baalsrud et al. 1986, Næs og Rygg 1990
Sunnalsfjorden, indre del	8-800	Næs og Rygg 1988
Vefsnfjorden, 1989	1-35	Helland og Skei 1991
Vefsnfjorden, 1984	10-180	Knutzen og Skei 1986
*) 3-4 cm dyp	60-820	Baalsrud et al. 1986, Næs og Rygg 1990.
Ranafjorden	0,4-23	Green 1991 (in prep)

4.2. Konsentrasjoner og mengder i avløpsvannet fra eksperimentkassene.

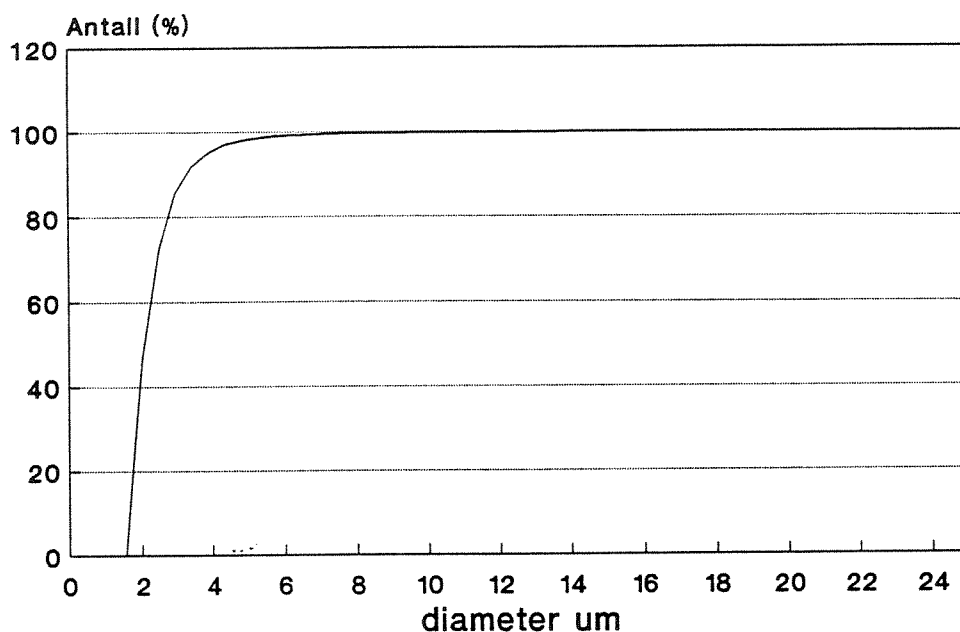
4.2.1. Sammensetning og konsentrasjon av partikler.

Rådata finnes i Vedlegg 2.

Siden de minste partiklene generelt krever minst energi for å virvles opp (gjelder ikke hvis sedimentet blir kohesivt), vil partikkelsammensetningen i avløpsvannet være forskjøvet mot mindre kornstørrelser. Figurene 9-11 viser dette for Oslo-, Sauda- og Sunndalsfjorden hvor partiklene i avløpsvannet fra kasser med middels forstyrrelse i hovedsak var mindre enn ca. $4 \mu\text{m}$. Det samme bildet framkom ved kraftig forstyrrelse, men partikler på $5-10 \mu\text{m}$ ble da også virvlet opp.

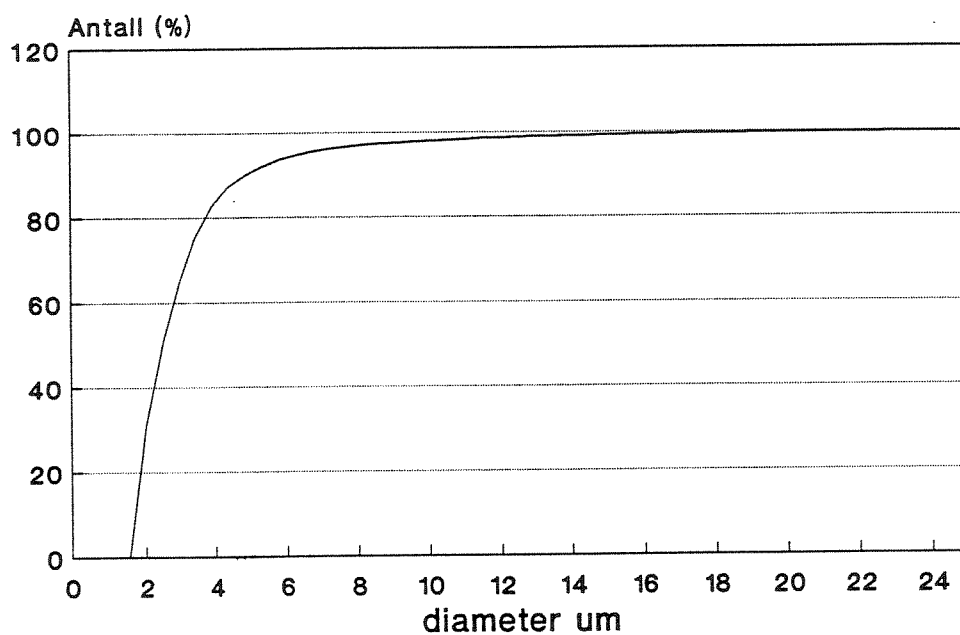
Analysemetoden for partikkelsammensetningen registrer ikke partikler med en kornstørrelse mindre enn $2 \mu\text{m}$. Det er sannsynlig at det vil være et betydelig antall partikler med størrelse mindre enn dette. Spesifikk overflate for partikler øker med avtagende diameter. Disse partiklerne er derfor viktige i transportsammenheng på grunn av sin store evne til å binde forurensninger.

MOK I
14432 /ml 0.22 mm³/l



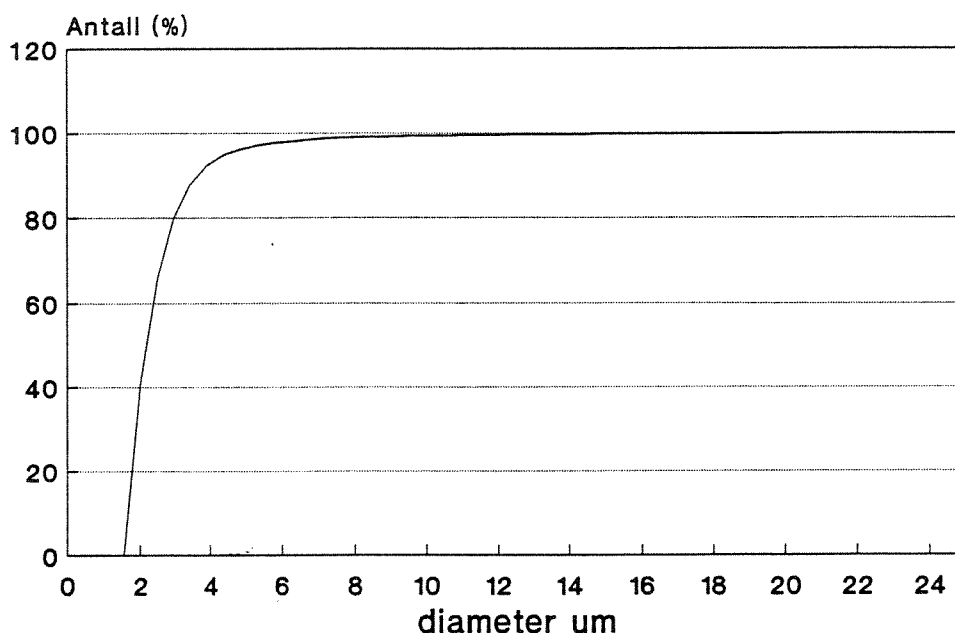
Figur 9. Kornfordeling i avløpsvann fra kasser med sediment fra Oslofjorden.

MSM I
2677 /ml 0.22 mm³/l



Figur 10. Kornfordeling i avløpsvann fra kasser med sediment fra Saudafjorden.

MVM I
5633.5 /ml 0.17 mm³/l



Figur 11. Kornfordeling i avløpsvann fra kasser med sediment fra Sunndalsfjorden.

Eksperimentkassene ble tilsatt 15 eller 30 reker for å gi henholdsvis "middels" og "kraftig" forstyrrelse av sedimentene. Kasser uten tilsatt av reker, men med sin opprinnelige fauna, er gitt betegnelsen "uforstyrret". Aktiviteten til organismene medfører transport av både porevann og partikler til vannet over sedimentet. Målingene av PAH i avløpsvannet vil derfor illustrere andre betingelser enn kun diffusjon. Tabell 5 oppsummerer konsentrasjonene av suspendert tørrstoff på de 5 prøvetakingstidspunktene.

Tabell 5. Konsentrasjon av suspendert tørrstoff (STS, mg/l) i avløpsvannet fra eksperimentkassene.

	STS	STS (gj.sn.)
Oslofjorden:		
"uten" forstyrrelse	<0,5-2,9	1,6 (n=5)
"middels" forstyrrelse	1,4-11,6	5,5 "
"kraftig" forstyrrelse	1,5-11,8	6,4 "
Saudafjorden:		
"uten" forstyrrelse	0,9-10,5	2,4 (n=10)
"middels" forstyrrelse	0,9-12,8	2,8 (n=30)
"kraftig" forstyrrelse	0,9-5,0	3,4 (n=10)
Sundalsfjorden:		
"uten" forstyrrelse	0,9-11,7	2,7 (n=10)
"middels" forstyrrelse	0,6-12,9	2,0 (n=29)
"kraftig" forstyrrelse	1,9-10,7	5,2 (n=10)

Bortsett fra kassen "uten" forstyrrelse fra Oslofjorden, var konsentrasjonene i samme intervall både med og uten tilsats av ekstra organismer. Gjennomsnittlig hadde kasser med "kraftig" forstyrrelse de høyeste STS-verdiene. I en fjord øker generelt partikkelinnholdet i vannmassene mot bunnen. Det er ofte vanlig å observere 1-10 mg/l suspendert tørrstoff i bunnære vannmasser. Til sammenligning er et partikkelinnhold på ca. 0.5 mg/l vanlig i åpent farvann i Skagerrak (Eisma et al. 1984). Forstyrrelsen av sedimentene i eksperimentkassene svarer derfor til det som er et naturlig intervall i en fjord. Unntak fra dette er oppvirvling som skyldes bølgeeksponerte grunnområder, påvirkning fra propellvann fra båter, kraftige vannutskiftninger, undersjøiske ras osv.

Tallene i tabell 5 avspeiler situasjonen ved de fem prøvetakingspunktene for PAH og er nødvendigvis ikke representativ for hele undersøkelsesperioden.

4.2.2. Konsentrasjon av aromatiske hydrokarboner.

Rådata finnes i Vedlegg 3.

Konsentrasjonen av aromatiske hydrokarboner i avløpsvannet fra eksperimentkassene vil avhenge av konsentrasjonen i sedimentet, hvorledes assosiasjonen til partikler er, aktiviteten til organismer i og på sedimentet og oppholdtiden for vannet i kassene. Vanngjennomstrømningen i kassene har vært svært lik under hele eksperimentet, 40 ml +/- 10%, slik at konsentrasjonsvariasjonene omtalt nedenfor i liten grad avspeiler forskjeller i tid som vannet er eksponert til sedimentet.

Det er svært begrenset med data om naturlig forekommende PAH-konsentrasjoner ifra saltvannsforkomster (ferskvann likeså) (Mix 1984, NRC 1983, Neff 1985, Eisler 1987, Müller 1987). Med naturlig "forekommende" menes i denne sammenheng nivåer i områder uten direkte innflytelse av punktkilder. "Bakgrunnsnivået" vil være et konsentrasjonsintervall (eventuelt flere) som gjenspeiler graden av diffus belastning og den naturgitte variasjonen. Materialet fra litteraturen er dessuten meget heterogent med hensyn til hvilke PAH-forbindelser som er analysert. I tillegg er ofte disykliske-/heterosykliske forbindelser inkludert som **polysykliske** aromatiske hydrokarboner. Total eller sum PAH må derfor brukes med de forbehold som dette tilsier.

I tabell 6 er det stilt sammen noen konsentrasjonsangivelser av sum PAH og benzo(a)pyren.

Tabell 6. Antydningmessige "diffuse bakgrunnsnivåer" for sum PAH og benzo(a)pyren i overflatevann (ng/l).

FERSKVANN		SALTVANN/BRAKKVANN		REFERANSER
B(a)P	PAH	B(a)P	PAH	(kronologisk)
<0,1-1(5?) <1-5 ¹⁾	<50			Div. ref. i Knutzen 1976 Basu og Saxena 1978
<5		3-7 ²⁾	~100-200(300)	Knutzen og Bjerkeng 1978 Ilnitsky et al 1979
	67-124 ³⁾ <50 ⁴⁾			Berglind og Gjessing 1980 Crane et al 1980
<1-10	<10-125 ⁵⁾	<1 ⁶⁾ 2,1-3,5 ⁷⁾		Sorrell et al 1980 Readman et al 1982 Zobova 1982
	<50		5-50 ⁸⁾	Tissier og Saliot 1983 Rygg et al 1984
		0,5-4 <1-10 <5 ⁹⁾		Herrman og Thomas 1984 Trapido og Voll 1986 van de Meent et al 1986
	7-26 ¹⁰⁾ 2 ¹¹⁾	0,65-1,54		Ernst et al 1986 Johnsen et al 1987 Mc Veety og Hites 1988
<0,1				

- 1) To inntaksvannskilder (et par forurensede inntaksvannskilder utelatt).
- 2) 5 lokaliteter i Ytre Oslofjord (trafikkerte områder).
- 3) To typer drikkevann (vann fra nettet); en høy verdi sløyfet (forurenset drikkevannskilde).
- 4) Uberørte drikkevannsreservoarer; <300 ng/l i lavlandsvassdrag utenom flomperioder.
- 5) Inntaksvann for drikkevannsforsyning. "Total-PAH" omfatter 15 forbindelser.
- 6) Lest av figur, åpent farvann 25 km fra Plymouth. Også analysert ca. 10 andre PAH, men bare figurangivelse av konsentrasjoner.
- 7) Relativt minst berørte av to områder i Svartehavet.
- 8) Diverse havområder, overflatevann. Sum av "pyrolytic-PAH" (ikke spesifisert hvilke). Her lagt sammen PAH i "dissolved" og partikulær form. Eldre prøver (1974-1978).
- 9) Middelerverdi fra flere stasjoner. Antagelig for høy deteksjonsgrense til å kunne antyde reell verdi: Også andre PAH. Benzofluorantener, som vanligvis opptrer i høyere konsentrasjoner enn B(a)P, viste < 2-5 ng/l.
- 10) Sum av ca. 10-30 PAH (inkludert naftalener, fenantren, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, trifenylen/chrysen, benzofluorantener og benzopyrener. Humusholdig vann (PAH) vanskeligere ekstra herbart, kfr. Gjessing og Berglind (1981)). Sesongvariasjon - lavere om vinteren, antatt p.g.a. snødekke. B(a)P < 1% av total.
- 11) Fra innsjø på øy med bare atmosfærisk påvirkning. Geometrisk middel av 15 ukeprøver i 1 m dyp. Sum av ca. 10 PAH.

Tabellen antyder få og sprikende verdier. Som en retningslinje kan det antydes at tilnærmet uberørt fersk- og saltvann neppe inneholder mer enn 0.1-1 ng/g B(a)P og 20-50 ng/l sum PAH (Knutzen 1989).

En sammenstilling av konsentrasjoner i inntaksvann og avløpsvann fra eksperimentkassene er gjort i tabell 7.

Tabell 7. Konsentrasjoner av sum PAH, benzo(a)pyren (ng/g) og prosentandel potensielt kreftfremkallende PAH i A: Inntaksvann, B: avløpsvann fra kasser med sediment fra Oslofjorden, C: avløpsvann fra kasser med sediment fra Saudafjorden og D: Avløpsvann fra kasser med sediment fra Sunndalsfjorden.

Sum PAH-sed. gir konsentrasjonen ($\mu\text{g/g}$) i sedimentene (2 prøver pr. forsøksbetingelse). Resultatene gir konsentrasjonsintervall og middelerverdi (i parentes). For inntaksvann, "Oslofjorden" og "middels" forstyrrelse 140 og 543 $\mu\text{g/g}$ PAH-sed. fra Saudafjorden er $n=5$, for resten $n=10$.

Sedimenter		Vann		
	$\Sigma\text{PAH-sed.}$	ΣPAH	%KPAH	B(a)P
A: Inntaksvann		0,5-9,9 (3,3)	"0"-45	<0,1
B: Oslofjorden				
	"uten" forstyrrelse 1,4	0,9-10,5 (5,5)	"0"-15	<0,1-0,9 (0,2)
	"middels" forstyrrelse 1,3	1,3-15,9 (6,1)	"0"-53	<0,1-0,1 (<0,1)
	"kraftig" forstyrrelse 1,5	0,6-7,0 (3,8)	"0"-17	<0,1 (<0,1)
C: Saudafjorden				
	"uten" forstyrrelse 25/32	2,4-23 (10,5)	"0"-42	<0,1-0,6 (0,1)
	"middels" forstyrrelse 9,2/9,8	4,8-221 (57)	"0"-35	<0,1-5,4 (1,0)
	9,0/12	1,1-47 (15)	"0"-45	<0,1-0,9 (0,3)
	140	32-263 (149)	30-41	2-22 (11)
	543	188-1010(500)	29-48	0,9-72 (32)
	"kraftig" forstyrrelse 23/26	5,1-155 (59)	17-51	<0,1-12 (2,8)
D: Sunndalsfjorden				
	"uten" forstyrrelse 19/26	1,3-17 (4,6)	"0"-26	<0,1
	"middels" forstyrrelse 6,9/7,0	2,1-30 (11,3)	"0"-74	<0,1-1,4 (0,2)
	19/31	1,8-74 (14)	"0"-40	<0,1-3 (0,6)
	64/67	8,9-139 (53)	17-50	<0,1-5 (1,8)
	"kraftig" forstyrrelse 28/31	8,7-83 (40)	5-50	<0,1-4,5 (1,8)

Inntaksvann og avløpsvann fra Oslofjordkassene, uansett grad av forstyrrelse, hadde konsentrasjoner av sum PAH og B(a)P innenfor normalområdet antydnet ovenfor. Ut fra testene av XAD-8-resinet var ekstraksjonseffektiviteten for sum PAH og B(a)P ca. 50 %. Det betyr at gjennomsnittlig var konsentrasjonen i "upåvirket" 40 meters vann og vann nær sedimenter fra Oslofjorden 5-10 ng/l sum PAH og ca. 0.1 ng/l B(a)P.

Eksperimentene med sedimenter fra Sauda- og Sunndalsfjorden viser tydelig økte konsentrasjoner i avløpsvannet avhengig av grad av forstyrrelse og PAH-konsentrasjon i sedimentet. Sedimenter fra begge fjordene uten tilsats av reker, men med PAH-konsentrasjoner i området 20-30 $\mu\text{g/g}$, hadde konsentrasjoner i avløpsvannet fra kassene nær det samme som ble målt i Oslofjordvann. Med middels grad av forstyrrelse og med sedimentkonsentrasjon fra ca. 10 til 543 $\mu\text{g/g}$ økte sum PAH mengden i avløpsvannet fra Saudasedimentene fra ca. 30 til 500 ng/l og B(a)P fra ca. 0.1 til 32 ng/l som gjennomsnitt. Likeledes økte konsentrasjonene fra ca. 10 til ca. 60 ng/l sum PAH og ca. 0.1 til ca. 3 ng/l B(a)P med henholdsvis "uten" og "kraftig" forstyrrelse av Saudafjordsedimenter med PAH-konsentrasjon i sedimentet på 20-30 $\mu\text{g/g}$.

PAH-innholdet i eksperimentsedimentene var dominert av forbindelser som fenantren, fluoranten, pyren, trifenylen/chrysen, perylen og dibenzopyrener og med prosent KPAH-andel på ca. 30-50. PAH-profilen i avløpsvannet fra kassen inneholdt gjerne mest fenantren, fluoranten, pyren og benzo(b)fluoranten og lite av tyngre forbindelser. Det vil være naturlig å forvente en noe lavere andel av de tyngre forbindelsene. Det er store forskjeller i løslighet mellom forskjellige PAH. Det var dessuten en avtagende ekstraksjonseffektivitet med økende molekylvekt. Resultatene gir imidlertid ikke grunn for konklusjoner om signifikante forskjeller mellom PAH-profilen i sedimentene og avløpsvannet.

KPAH-andelen i avløpsvannet varierte mye, i hovedsak fra "0"-ca. 50 %. Det var ingen systematiske trender, bortsett fra generelt noe lavere andel i inntaksvann og vann fra Oslofjord-kassene.

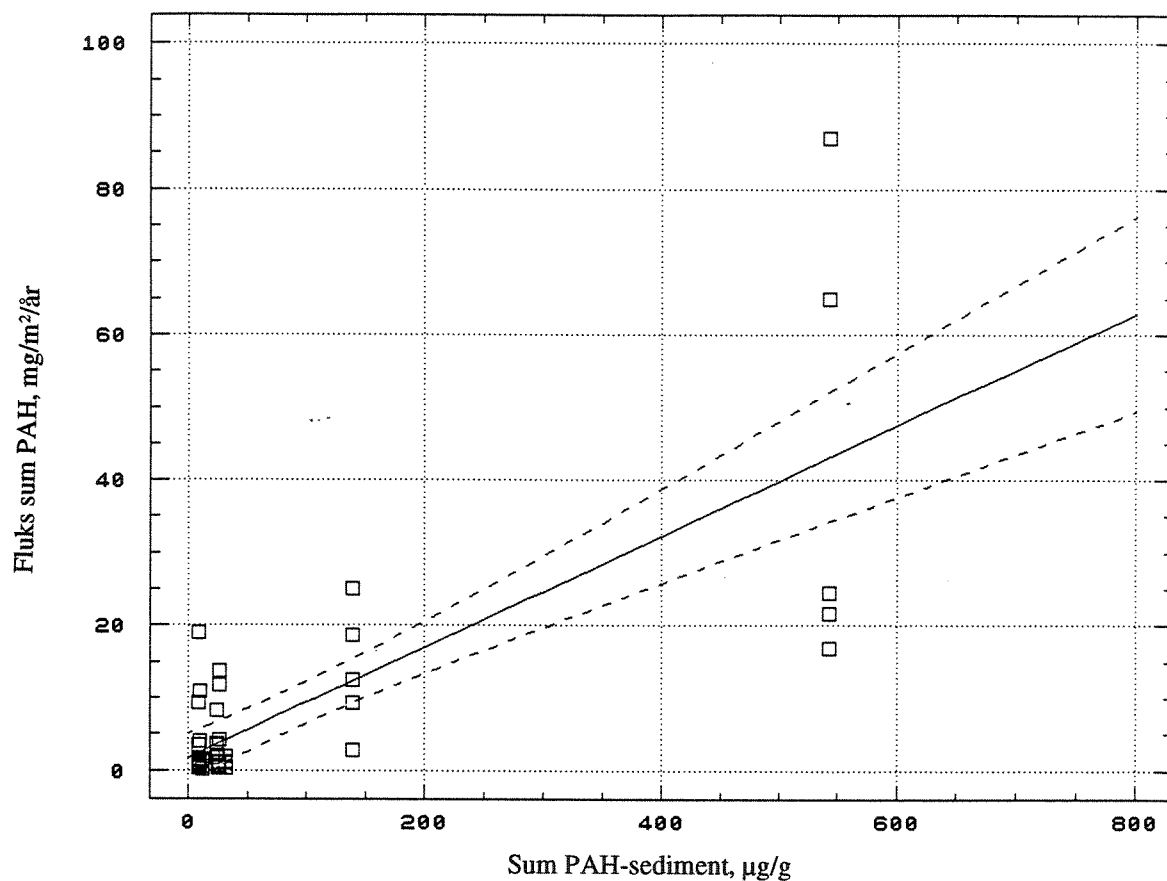
Det var relativt høy konsentrasjon av naftalener i avløpsvannet fra alle kassene samt i inntaksvannet. Konsentrasjonene var generelt i området 50-100 ng/l, med enkelte unntak opptil 10 ganger dette. Siden det var ingen signifikante forskjeller avhengig av PAH-innholdet i sedimentene og i stor grad det samme som i inntaksvannet, er det sannsynlig at dette er forbindelser brakt inn med vannet fra 40 meter i Oslofjorden. Naftalenene har, relativt til PAHene, en høy løselighet. De vil derfor i stor grad kunne blitt "løst" ut fra de forurensede eksperimentsedimentene før innsamling.

PAH i avløpsvannet fra kassene vil kunne forligge som løst, i kolloidal form og knyttet til partikler av forskjellig type størrelse. Differansen mellom PAH-konsentrasjonen i avløpsvannet og STS-mengden multiplisert med PAH-innholdet i de respektive sedimentene, skulle kunne gi et mål for PAH-mengden som ikke er bundet til partikler større enn ca. 1 μm . Dette ga i de fleste tilfeller "negative konsentrasjoner". Likeså kunne det forventes en samvariasjon mellom PAH- og STS-konsentrasjonen i avløpsvannet. Det var imidlertid ingen signifikante sammenhenger. STS-bestemmelsen fanger opp partikler større enn 1 μm og er trolig i denne sammenheng et dårlig mål for transport av "partikulær"-PAH. Dette indikerer at PAH-forbindelsene i stor grad er assosiert til partikler mindre enn 1 μm , men dataene gir ikke grunnlag for konklusjoner om mobiliseringsmekanismer eller typer/størrelsesfraksjoner av partikler som PAH er assosieret til. PAH har en utpreget evne til å bindes til partikler og kolloider (Wijayarathne and Means 1984). Eksempelvis er fordelingskoeffisienten sediment-vann for pyren oppgitt til i området $6-40 \cdot 10^3$ (Karickhoff 1980, Karickhoff and Morris 1985). En del nyere litteratur har imidlertid påpekt at adsorpsjon/desorpsjon av PAH fra partikler er en fullt reversibel prosess (Landrum and Robbins 1990, Shorten et al. 1990, van de Meent et al. 1990a,b).

4.2.3. Fluks av PAH fra eksperiment sedimentene.

På grunnlag av konsentrasjoner i avløpsvannet og vanngjennomstrømningen i eksperimentkassene er frigivelsesratene eller fluksen av PAH beregnet. Fluksen vil være en funksjon av konsentrasjonen i sedimentet. Figur 12 viser en regresjonsanalyse for resultater fra Saudafjorden.

SAUDAFJORDEN



Figur 12. Regresjon mellom fluks av sum PAH og konsentrasjon av sum PAH i sedimentene fra Saudafjorden. Stiplet linje angir 95 % signifikansnivå for sammenhengen.

Sammenhengen mellom fluksen og sedimentkonsentrasjonene gir ligningen:

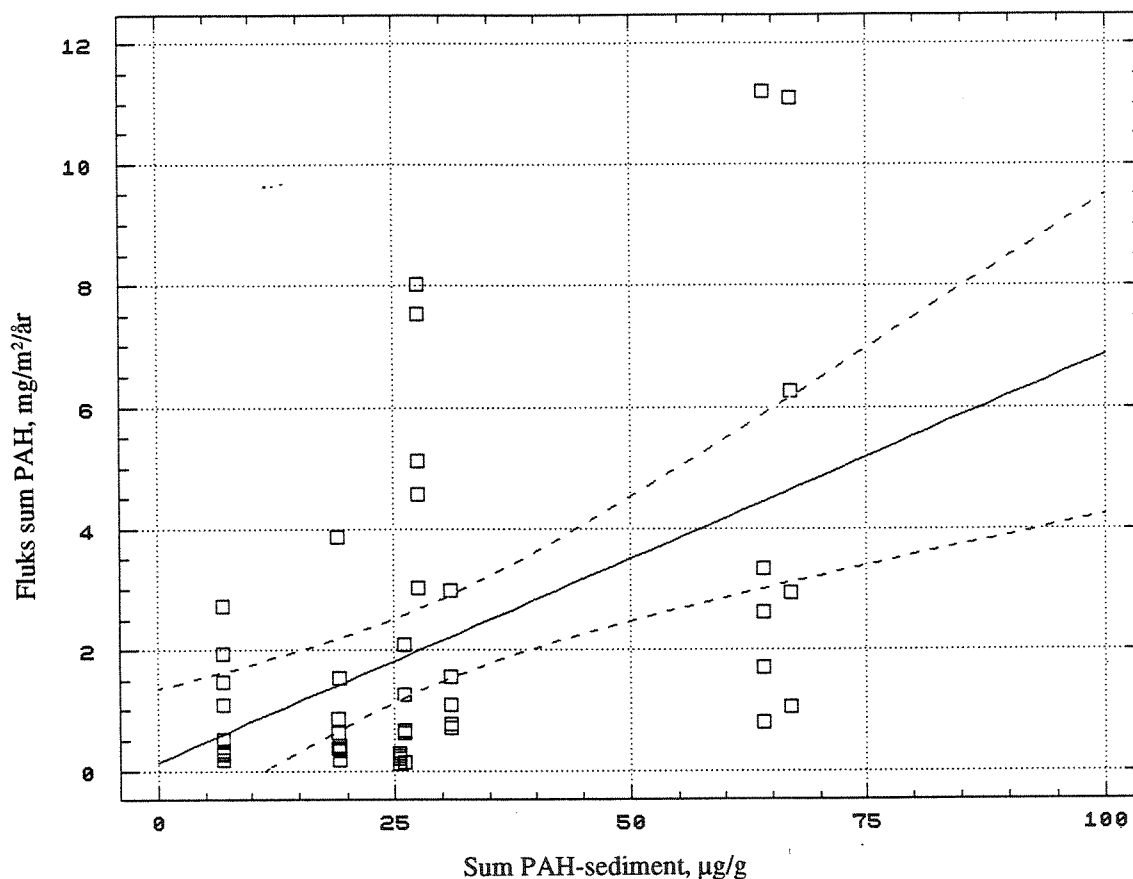
$$F\text{-sum PAH} = 1.7 + 0.076 \times \text{sum PAH-sed.}$$

hvor "F-sum PAH" er fluksen av sum PAH fra sedimentene regnet i mg sum PAH/m²/år og "sum PAH-sed." er sedimentkonsentrasjonen av sum PAH i µg/g. Sammenhengen har en korrelasjonskoeffisient på 0.77, et signifikansnivå (p) på 0.29 for skjæringspunktet og <0.001 for stigningskoeffisienten.

Selv om det er betydelige variasjoner i fluksen ved en gitt konsentrasjon av sum PAH i sedimenteter, gir datamaterialet en god signifikant sammenheng. Som p-verdien viser er skjæringspunktet ikke forskjellig fra null (som det heller ikke skulle være).

En tilsvarende analyse er gjort for resultatene fra Sunndalsfjorden, figur 13.

SUNNDALSFJORDEN



Figur 13. Regresjon mellom fluks av sum PAH og konsentrasjon av sum PAH i sedimentene fra Sunndalsfjorden. Stiplet linje angir 95 % signifikansnivå for sammenhengen.

For Sunndalsfjordsedimentene blir sammenhengen:

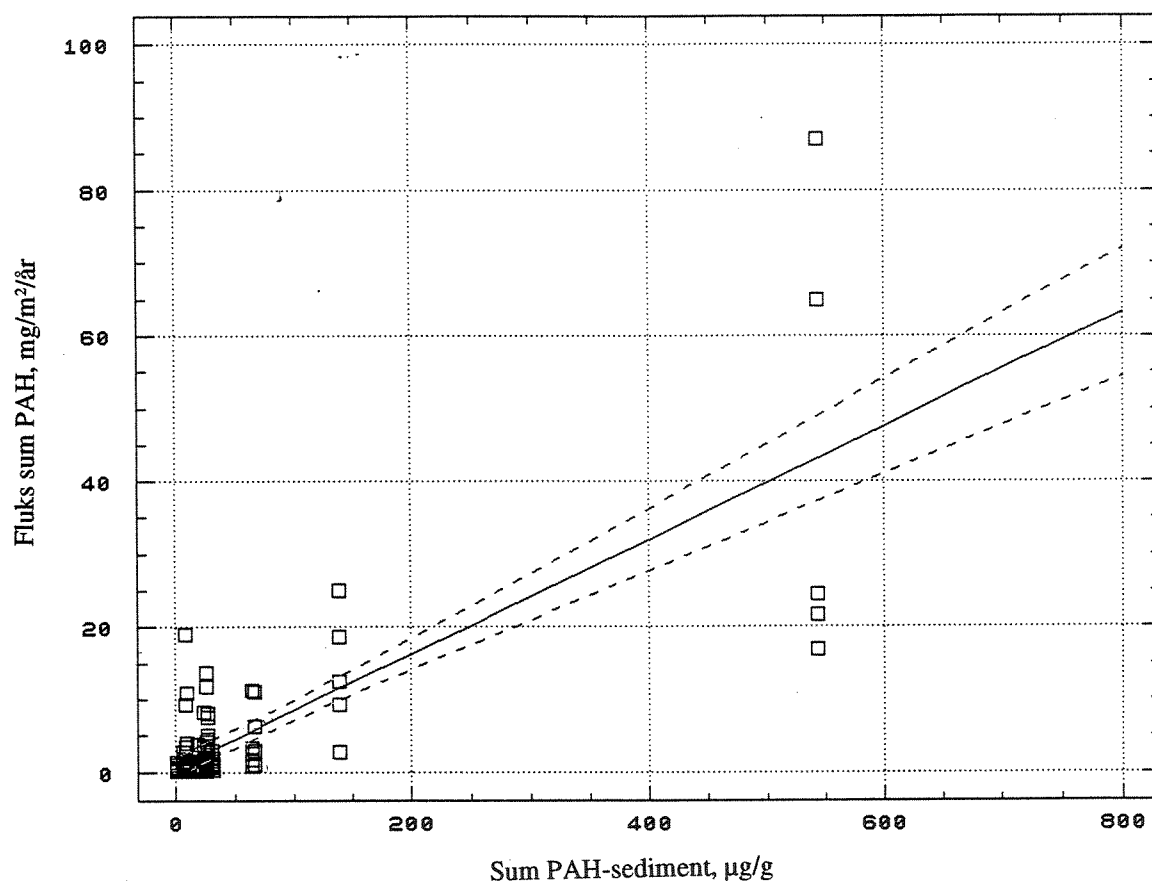
$$F\text{-sum PAH} = 0.14 + 0.067 \times \text{sum PAH-sed.}$$

(jfr. side 18 og 34 om ekstraksjonseffektivitet).

med en korrelasjonskoeffisient på 0.48 og signifikansnivå for skjæringspunkt og stigningskoeffisient på henholdsvis 0.82 og <0.001 . Selv om det var en dårligere sammenheng enn for resultatene fra Saudafjorden, var det også her en god statistisk signifikant sammenheng.

Det var ingen signifikante forskjeller i spesifikk frigivelsesraten av PAH mellom fjordene. I figur 14 er det derfor vist en regresjonsanalyse for alle dataene, inklusive resultatene fra Oslofjordprøvene.

Sauda-, Sunndal-, Oslofjorden



Figur 14. Regresjon mellom fluks av sum PAH og konsentrasjon av sum PAH i sedimentene fra Sauda-, Sunndals- og Oslofjorden. Stiplet linje angir 95 % signifikansnivå for sammenhengen.

Sammenhengen er uttrykt ved ligningen:

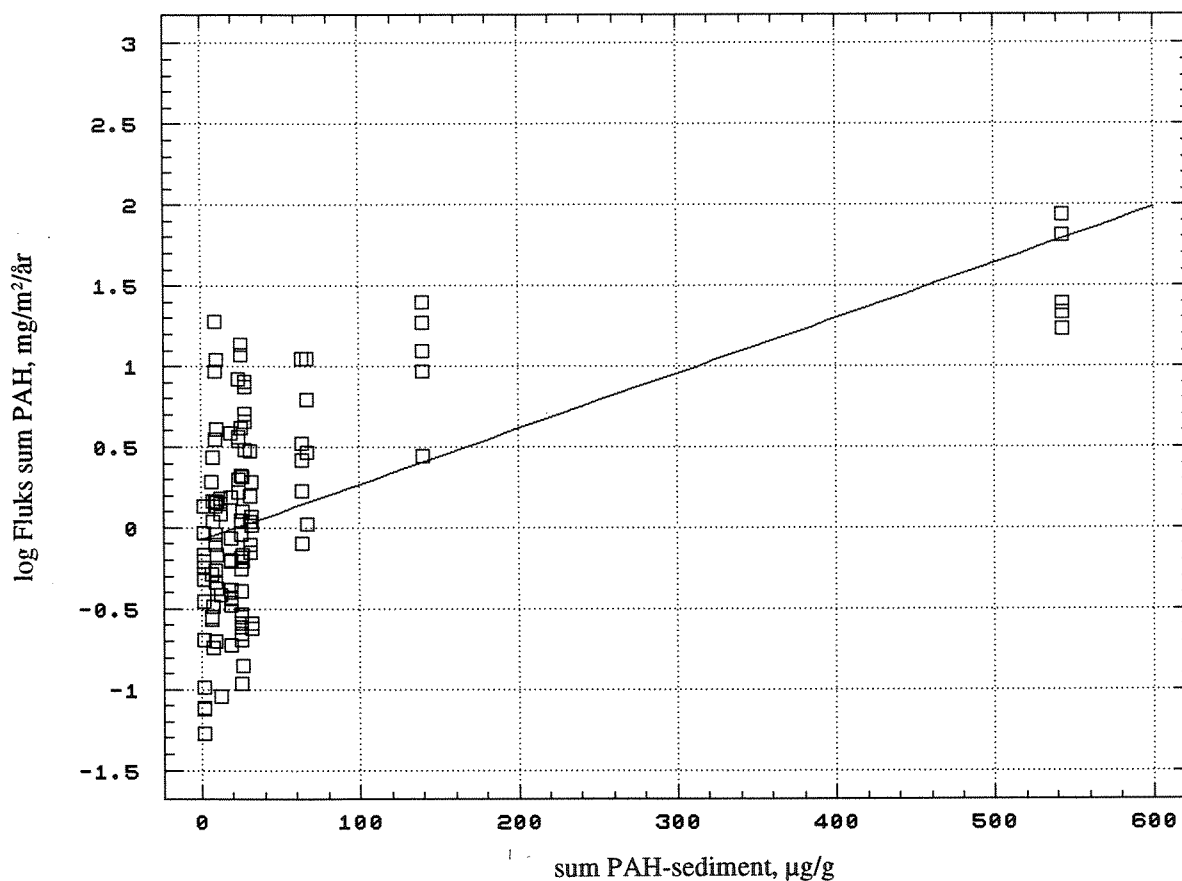
$$F\text{-sum PAH} = 0.65 + 0.078 \times \text{sum PAH-sed.}$$

med korrelasjonskoeffisient på 0.78 og signifikansnivå på 0.36 og <0.001 for henholdsvis skjæringspunkt og stigningskoeffisient.

Hovedhensikten med dette prosjektet har vært å skalere "frigivelsen" fra et PAH-forurenset sediment. Anvendes regresjonsligningen i figur 14 vil for eksempel et sediment med en konsentrasjon av sum PAH på $500 \mu\text{g/g}$ over et areal på 1 km^2 , resultere i en sum PAH-frigivelse ut fra regresjonsligningen på ca. 40 kg i året. Ut fra tidligere diskusjon om en STS-konsentrasjon i eksperimentkassene lik det som ofte observeres naturlig i fjorder og en ekstraksjonseffektivitet for resinet på ca. 50 % for sum PAH, vil dette svare til en fluks på i størrelsesorden 100 kg sum PAH årlig i en forurenset fjord med konsentrasjoner som gitt ovenfor.

Figur 14 viser at det er en betydelig variasjon i frigivelse ved en gitt konsentrasjon av PAH i sedimentet. Det framgår også at variasjonen varierer med forandringer i den uavhengige variable (x-verdien). I slike tilfeller bør den avhengige variable (Y-verdien) logaritme-transformeres (Sokal and Rohlf 1969). Dette er vist i figur 15.

Sauda-, Sunndal-, Oslofjorden



Figur 15. Regresjon mellom logaritmen til fluks av sum PAH og konsentrasjon av sum PAH i sedimentene fra Sauda-, Sunndals- og Oslofjorden.

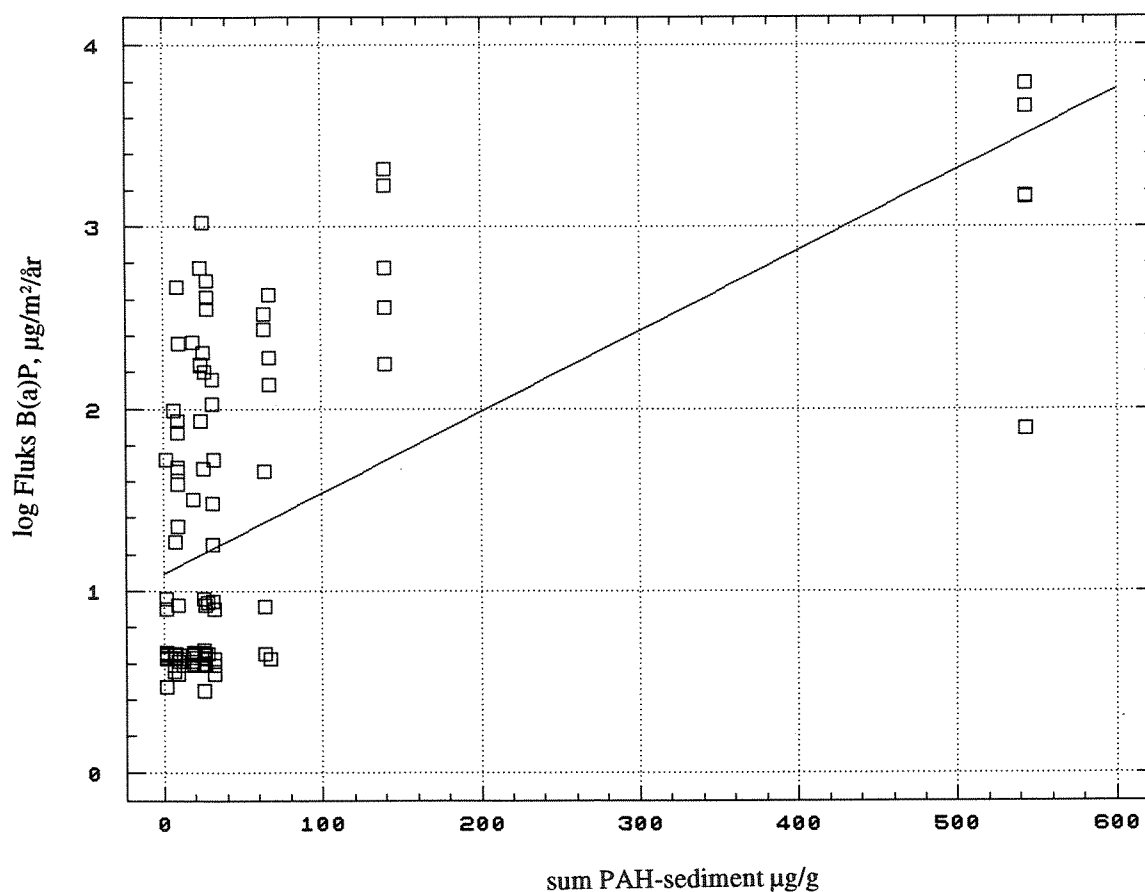
Ligningen for sammenhengen blir:

$\log F\text{-sum PAH} = -0,074 + 0,00343 \times \text{sum PAH-sed.}$
(jfr. side 18 og 34 om ekstraksjonseffektivitet).

$r = 0,59$
 p (skjæringspunkt) = 0,19
 p (stigningskoeff.) < 0,001

Anvendelsen av denne (mere korrekte) ligningen medfører imidlertid ikke signifikante forandringer i regneeksemplet ovenfor.

For enkelt-PAH er samme betraktning som ovenfor gjort for benzo(a)pyren, B(a)P. Figur 16 viser sammenhengen basert på data fra alle fjordene.



Figur 16. Regresjon mellom logaritmen til fluks av benzo(a)pyren og konsentrasjon av sum PAH i sedimentene fra Sauda-, Sunndals- og Oslofjorden.

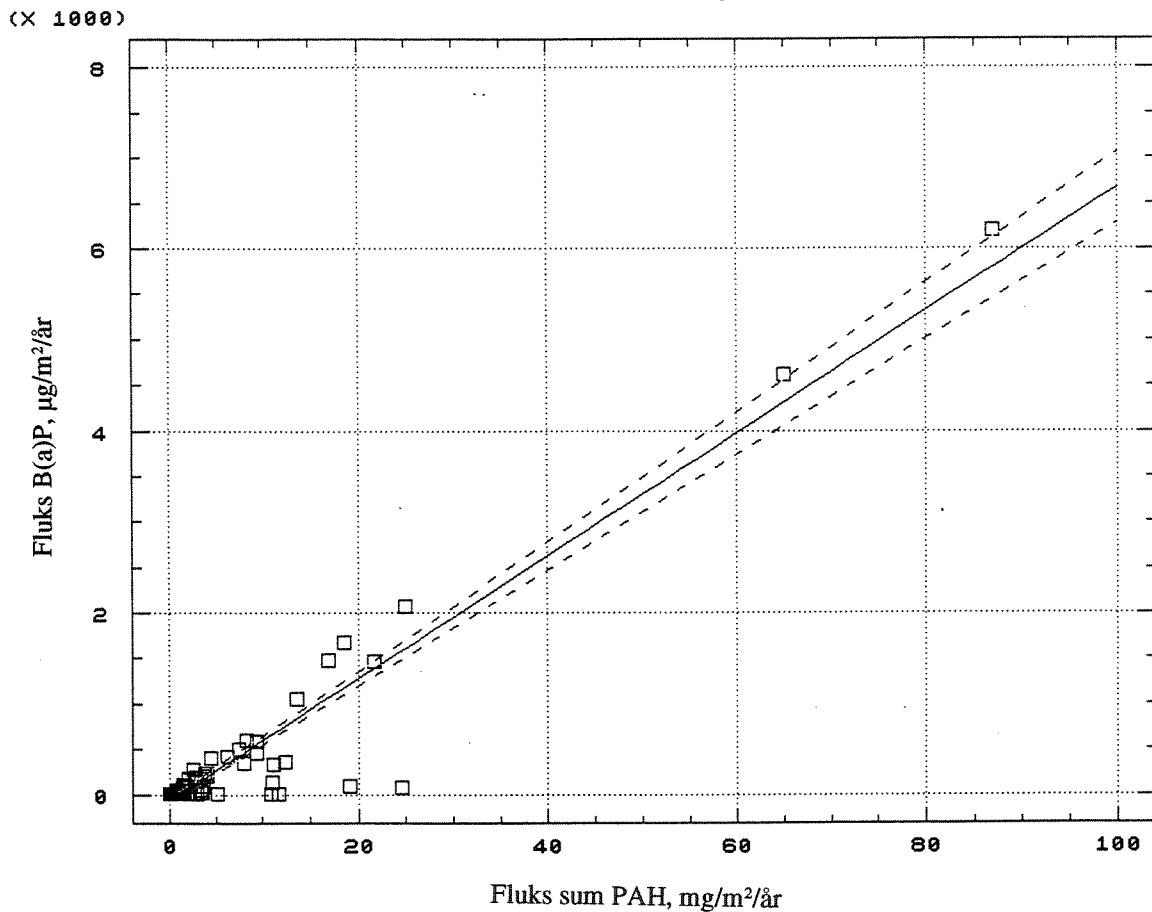
Ligningen for sammenhengen blir:

$\log F\text{-B(a)P} = -25.6 + 5.20 \times \text{sum PAH-sed.}$
(jfr. side 18 og 34 om ekstraksjonseffektivitet).

$r = 0.55$
 p (skjæringspunkt) < 0.001
 p (stigningskoeff.) < 0.001

Med de samme betraktninger som for sum PAH (også ca. 50 % ekstraksjonseffektivitet for B(a)P), vil 1 km² fjordbunn forurenset med 500 µg/g sum PAH frigi i størrelsesorden 5 kg B(a)P årlig.

Det er et betydelig mindre dataomfang for B(a)P idet mange av målingene var under deteksjonsnivå, 0.1 ng/l. I beregningene er disse verdiene satt lik 0.05 ng/l. Figur 17 viser imidlertid at det var en god samvariasjon mellom B(a)P og sum PAH.



Figur 17. Regresjon mellom fluks av benzo(a)pyren og sum PAH i sedimentene fra Sauda-, Sunndals- og Oslofjorden. Stiplet linje angir 95 % signifikansnivå for sammenhengen.

Frigivelse av PAH ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$) som funksjon av sedimentkonsentrasjoner mindre enn $100 \mu\text{g}$ sum PAH/g gitt i figur 18.

Sammenhengen er gitt ved:

$$\log F\text{-sum PAH} = -0,2789 + 0,0125 \times \text{sum PAH-sed.}$$

(jfr. side 18 og 34 om ekstraksjonseffektivitet).

$$r = 0,38$$

$$p \text{ (skjæringspunkt)} < 0,001$$

$$p \text{ (stigningskoeff.)} < 0,001$$

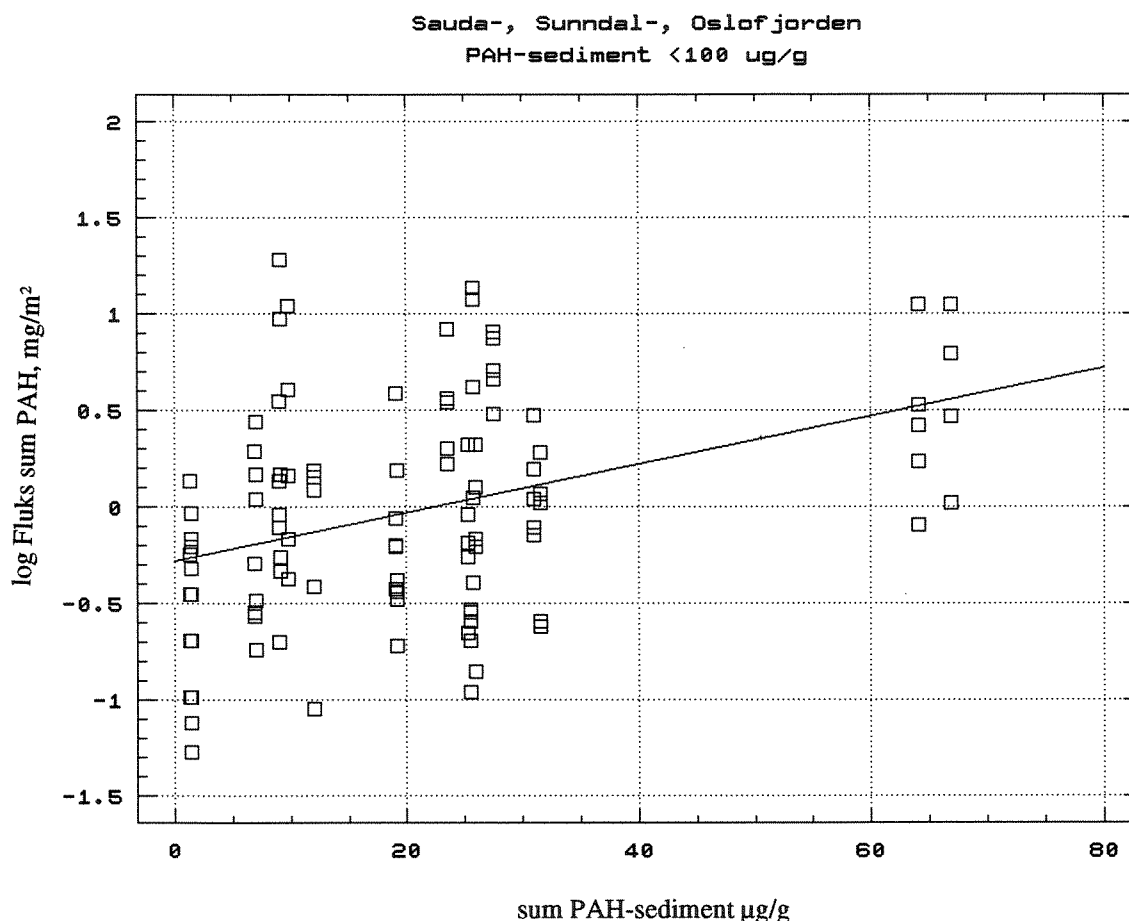
Tilsvarende blir frigivelsen ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$) av B(a)P ved sedimentkonsentrasjoner $< 100 \mu\text{g}/\text{g}$:

$$\log F\text{-B(a)P} = 0,813 + 0,0157 \times \text{sum PAH-sed.}$$

$$r = 0,36$$

$$p \text{ (skjæringspunkt)} < 0,001$$

$$p \text{ (stigningskoeff.)} < 0,001$$



Figur 18. Regresjon mellom logaritmen til fluks av sum PAH og konsentrasjon av sum PAH i sedimentene (<100 $\mu\text{g/g}$) fra Sauda-, Sunndals- og Oslofjorden.

Frigivelse av PAH gitt her knytter seg til transport ut fra konsentrasjoner i avløpsvannet fra eksperimentkassene. Disse representerer et fjordareal på 0.25 m². Likeledes er kvantifiseringen knyttet til en forstyrrelse av sedimentet som medfører ca. 1-10 mg suspendert tørrstoff pr. liter. Det er altså ikke her sagt noe om transportmekanismer, partikkeltilknytninger osv., men argumentert for at grad av forstyrrelse er det som ofte naturlig observeres i de bunnære vannmassene i fjorder. På dette grunnlaget er da resultatene anvendt for å skalere betydningen av PAH-forurenset bunnsediment i en virkelig fjord.

Det er neppe korrekt å tolke "utlekkingen", framregnet fra dette prosjektet, som en enveis transport i en virkelig fjord. Mye av det som virvles opp sedimenterer igjen. Hvorledes denne interne transporten er, størrelsen og faktorer som styrer den er lite kjent, men vil bli foreslått belyst i det nyeoppstartede "Program for marin fourensning" administrert av NTNF.

5. LITTERATUR

- Baalsrud, K., N. Green, J. Knutzen, K. Næs og B. Rygg 1986. "Overvåking av Årdalsfjorden 1983. En tiltaksorientert undersøkelse av forurensninger fra aluminiumsindustri og befolkning". Statlig prog. forurensn.overvåk., rap. 228/86, SFT/NIVA, Oslo 133 s.
- Basu, D.K. and J. Saxena 1978. Polynuclear aromatic hydrocarbons in selected U.S. drinking waters and their raw water sources. *Environ. Sci. Technol.* 12:795-798.
- Bauer, J.E., and D.G. Capone 1985a. Degradation and mineralization of the polycyclic aromatic hydrocarbons anthracene and naphthalene in intertidal marine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 50:81-90.
- Berglind, L. og E. Gjessing 1980. Uprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster. Rapp. A3-25. NIVA, Oslo. 48 s.
- Carlberg, G.E. and K. Martinsen 1982. Adsorption/complexation of organic micropollutants to aquatic humus. Influence of aquatic humus with time on organic pollutants and comparison of two analytical methods for analyzing organic pollutants in humus water. *Sci. Total Environ.* 25:245-254.
- Crane, R.J., B. Crathorne and M. Fielding 1980. The determination and levels of polycyclic aromatic hydrocarbon in source and treated waters. S. 161-172 i B.K. Afghan and D. Mackay (red.): *Hydrocarbons and halogenated hydrocarbons in the aquatic environment*. Plenum Press, New York and London. 588 s.
- Eisler, R. 1987. "Polycyclic aromatic hydrocarbon hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review". Fish and wildlife Service/US Dept. of the Interior. Contaminant Hazard Reviews. Rep. no 11. Biological Report 85 (1.11).
- Eisma, D., J. Skei, S. Westerlund, J. Kalf, B. Magnusson, K. Næs and K. Sørensen 1984. "Distribution and composition of suspended particulate matter and trace metals in the Skagerrak". ICES WGMS-meeting, Rostock.
- EPA (US Environmental Protection Agency), 1980. "Ambient water quality criteria for polynuclear aromatic hydrocarbons". National Techn. Information Service, Springfield. EPA 440/5-80-069.
- Ernst, W., G. Eder, H. Goerke et al. 1986. Organischen Umweltkemikalien in deutschen Ästuarien und Küstengewässern - Vorkommen, Biotransfer, Abban. Forschungsbericht M86-001 Meeresforschung. Bundesministerium für Forschung und Technologie.
- Förstner, U. 1987. "Sediment-associated contamination - an overview of scientific basis for developing remedial options". In: Thomas, R., R. Evans, A. Hamilton, M. Munawar, T. Reynoldson and H. Sadar (eds.): *Ecological Effects of in situ sediment contamination*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. *Hydrobiologia*, 149: 221-246.
- Gjessing, E. og L. Berglind 1981. Adsorption of PAH to aquatic humus. *Arch. Hydrobiol.* 92:24-30.
- Helland, A. og J. Skei 1991. "Overvåking i Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumverk 1989. Delrapport 1: Sedimenter". NIVA-rapport O-84019, (løpenr. 2521), 30 s.

- Herrmann R. og W. Thomas 1984. Behaviour of some PAH, PCB and organochlorine pesticides in an estuary, a comparison - Exe, Devon. *Frezenius Z. Anal. Chem.* 319:152-159.
- Hinga, K.R. og M.E.Q. Pilson 1987. Persistence of benz(a)anthracene degradation products in an enclosed marine ecosystem. *Environ. Sci. Technol.* 21:648-653.
- Ilitsky, A.P., J.L. Lembik, L.G. Solenova and L.M. Shabad 1979. On the distribution of benzo(a)pyrene among different objects of the aqueous medium in water bodies. *Cancer Detection Prevention* 2:471-483.
- Johnsen, S. 1987. Interactions between polycyclic aromatic hydrocarbons and natural aquatic humic substances. Contact time relationship. *Sci. Total Environ.* 67:269-278.
- Johnsen, S., K. Martinsen, G.E. Carlberg et al. 1987. Seasonal variation in composition and properties of aquatic humic substances. *Sci. Total Environ.* 62:13-25.
- Junk G.A. et al. 1976. "Applications of resins for extracting organic components from water". *Jour. Anal. Chem.*, 282: 331-337.
- Karickhoff, S.W. 1980. "Sorption kinetics of hydrophobic pollutants in natural sediments". In R.A. Baker (Ed.), *Contaminants and Sediments*, Vol. 2. Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI: 193-206.
- Karickhoff, S.W. and K.R. Morris, 1985. "Sorption dynamics of hydrophobic pollutants in sediment suspensions". *Environ. Toxicol. Chem.*, 4: 469-479.
- Knutzen, J. 1976. Polysykliske aromatiske hydrokarboner - forekomst og effekter i miljøet. 12. nordiska symposiet om vattenforskning. Visby 11-13/5 1976. NORDFORSK, Miljøvårdssekretariatet. Publ. 1976(2):401-417.
- Knutzen, J., B. Bjerkeng, L. Kirkerud 1978. Vurdering av vannutslipp fra kullfyrt kraftverk med sjøvannsvaskin av røykgasser. NIVA-rapport O-78033, 119 s.
- Knutzen, J. og J. Skei 1986. "Overvåking i Versnfjorden for Mosjøen Aluminiumverk 1984". NIVA-rapport O-84019, 31 s.
- Knutzen, J. & J. Skei 1988. Tiltaksorientert overvåking i Saudafjorden 1986-1987. Rapport 309/88 i Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800306 (III), 50 s.
- Knutzen, J. 1989. "Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer 1987". Statlig prog. forurensn. overvåk. rap. 347/89, SFT/NIVA, Oslo 34 s.
- Knutzen, J., K. Næs og B. Rygg 1989. "Tiltaksorientert overvåking av Karmsundet. Undersøkelse av sedimenter, bløtbunnsfauna og miljøgifter i organismer". Statlig prog. forurensn. overvåk., rap. 371/89, SFT/NIVA, Oslo 75 s.
- Knutzen, J. 1989. "PAH i det akvatiske miljø - Opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer". NIVA-rapport O-87189/E-88445, (løpenr. 2205), 107 s.
- Knutzen, J. 1991. "Overvåking av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i o-skjell fra Årdalsfjorden 1990". NIVA-rapport O-899504/E-90446, (løpenr. F-529), 15 s.

- Kunte H. and Pfeiffer E.H. 1985. "Isolation of organic material from Water". Bull. Environ. Contam. Toxicol. Springer Verlag New York Inc.
- Kvalvågnes, K., L. Berglind og J. Knutzen 1986. "Undersøkelser i Sørfjorden i forbindelse med PAH-utslipp fra Odda Smelteverk A/S". NIVA-rapport O-85165 , (løpenr. 1846), 27 s.
- Landrum, P.F. and J.A. Robbins 1990. Bioavailability of sediment-associated contaminants to benthic invertebrates Pp 237-263 in R. Brando, J.P. Biesy, H. Muntau (eds): Sediments: Chemistry and toxicity of in-place pollutants. Lewis Publishers, Inc., Ann Arbor, Boca Raton, Boston.
- Lee, R.F. and C. Ryan 1983. Microbial and photochemical degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in estuarine waters and sediments. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 (Suppl. 2):86-94.
- Long, E.R. and L.G. Morgan, 1990. "The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the national status and trends program". NOAA Technical Memorandum NOS OM 52, Seattle, Washington.
- Mackay, D. and W. Y. Shiu 1977. "Aqueous Solubility of polynuclear aromatic hydrocarbons". J. Chem. Eng. Data, 22 (4).
- McVeety, B.D. and R.A. Hites 1988. Atmospheric deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons to water surfaces, a mass balance approach. Atmospheric Environ. 22:511-526.
- Meent, D. van de, H.A. den Hollander, W. Pool, et al 1986. Organic micropollutants in Dutch coastal water. Wat. Sci. Tech. 18:73-81.
- Meent, D. van de, H.A. den Hollander and J.H. Verboom 1990a. "Sorption kinetics of micropollutants from suspended particles". Experimental observations and modeling. Paper presented at the 6th European Symposium on Organic Micropollutants in the Aquatic Environ. 22-24 May 1990, Lisbon, Portugal.
- Meent, D. van de, H.A. den Hollander and J.H. Verboom 1990b. "Release kinetics of metals and PAH from natural sediment particles. Measurements and modeling". 5th IASWS Symposium, Interactions Between Sediments And Water, Uppsala, Sverige, 6-9 august 1990.
- Mix M.C. 1984. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment: occurrence and biological monitoring. S. 51-102 in E. Hodgson (red.): Reviews in environmental toxicology I. Elsevier Science Publ., Amsterdam. 337 s.
- Moorehead, N.R., B.J. Eadie, B. Lake, P.F. Landrum and D. Berner 1986. The sorption of PAH into dissolved organic matter in Lake Michigan Waters. Chemosphere 15:403-412.
- Müller, H. 1987. "Hydrocarbons in the freshwater environment. A literature review". Arch. Hydrobiol. Beih. 24: 1-69.
- Neff, J.M. 1985a. "Polycyclic aromatic hydrocarbons. S. 416-454 i G.M. Rand og S.R. Petrocelli (red.): Fundamentals of aquatic toxicology. Methods and applications". Hemisphere Publ. Corp. Washington, etc. 666 s.

- NRC/Canada (National Research Council Canada), 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment: Formation, sources, fate and effects on aquatic biota. NRCC No. 18981, 209 s.
- Næs, K. 1985. Basisundersøkelser i Kristiansandsfjorden. Delrapport II. Metaller i vannmassene, metaller og organiske miljøgifter i sedimentene, 1983. Statlig prog. forurensn. overvåk., rap. 193/85, SFT/NIVA, Oslo 62 s.
- Næs, K. og B. Rygg 1988. "Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 1. Sedimenter og bløtbunnsfauna 1986". Statlig prog. forurensn. overvåk., rap. 306/88, SFT/NIVA, Oslo 54 s.
- Næs, K. og B. Rygg 1990. "Overvåking av Årdalsfjorden i 1989. Sedimenter og bløtbunnsfauna". NIVA-rapport O-8909502/8909503, (løpenr. 2385), 51 s.
- Næs, K. og E. Oug 1991. "Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensede områder. O-895903/E-90406. Rapport 1: Konsentrasjon og mengder av klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje". NIVA-rapport O-895903/E-90406, (løpenr. 2566), 193 s.
- Readman, J.W., R.F.C. Mantoura, M.M. Rhead and L. Brown 1982. Aquatic distribution and heterotrophic degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the Tamar Estuary. *Estuarine Coastal Shelf Sci.* 14:369-389.
- Readman, J.W., R.F.C. Mantoura and M.M. Rhead, 1987. A record of Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) pollution obtained from accreting sediments of the Tamar estuary, U.K.: Evidence for non-equilibrium behaviour of PAH. *Sci. Total. Environ.* 66:73-94.
- Revsbech, N.P., J. Sørensen, T.H. Blackburn and J.P. Lomholt 1979. "Distribution of oxygen in marine sediments measured with microelectrodes". *Limnol. Oceanogr.*, 25: 717-730.
- Rosenkranz, H.S. and R. Mermelstein 1985. The genotoxicity, metabolism and carcinogenicity of nitrated polycyclic aromatic hydrocarbons. *J. Environ. Sci. Health C3*:221-272.
- Rygg, B., J. Knutzen og J. Skei et al., 1984. Kreosotforurensninger i Trøndelag. Miljøvirkninger i Hummelvika, Stjørdalsfjorden, Gudå og Mostadmarka. NIVA-rapport O-83115, 132 s.
- Rygg, B. og J. Skei 1986. "Undersøkelser i Fedafjorden 1984-1985. Delrapport 1. Sedimenter og bløtbunnsfauna". Statlig prog. forurensn. overvåk. rap. 214/86, SFT/NIVA, Oslo 53 s.
- Shinohara R., M. Koga, F. Shinohara, and T. Hori 1977. "Extraction of trace organics from water with Amberlite XAD-2 resin". *Bunseki Kagaku*, 28: 856-861.
- Shinozuka, N., C. Lee and S. Hayano 1987. Solubilizing action of humic acid from marine sediments. *Sci. Total Environ.* 62:311-314.
- Shorten, C.V., A.W. Elzerman and G. L. Mills 1990. "Methods for the determination of PAH desorption kinetics in coal fines and coal contaminated sediments". *Chemosphere*, 20 (1-2): 137-159.

- Skei, J., 1980. Overvåking av forurensninger i Grenlandsfjordene og Skienselva i 1979. Delrapport 3. Metaller og partikulært materiale i vannmassene. NIVA-rapport O-8000312 (løpenr. 1240), 16 s.
- Skei, J., J. Knutzen og K. Næs 1989. "Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1987-1988". Statlig prog. forurensn. overvåk. rap. 346/89, SFT/NIVA, Oslo 132 s.
- Skei, J. 1991. "Hot spot sediment. Are remedial measures required and how ?" *Hydrobiologia*. (in prep.)
- Sokal, R.R. og F.J. Rohlf 1969. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman & Co. San Francisco. 776 s.
- Sorrell, R.K., H.J. Brass and R. Reding 1980. A review of occurrence and treatment of polynuclear aromatic hydrocarbons in water. *Environ. Int.* 4:245-254.
- Trapido, M.A. and M.A. Voll 1986. Problem of monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Baltic Sea on the basis of benzo(a)pyrene. *Baltic Sea Environ. Proc.* 19:503-511.
- Van Rossum P. and Webb R.G. 1978. "Isolation of organic water pollutants by XAD resins and carbon". *J. Chromatography*, 150:381-392.
- Weber, K. and W. Ernst 1983. Vorkommen und Fluktation von organischen Umweltchemikalien in deutschen Ästuarien. *Vom Wasser* 61:111-123.
- Whitehouse, B.G. 1984. The effects of temperature and salinity on the aqueous solubility of polynuclear aromatic hydrocarbons. *Mar. Chem.* 14:319-332.
- Whitehouse, B.G. 1985b. The effects of dissolved organic matter on the aqueous partitioning of polynuclear aromatic hydrocarbons. *Estuarine Coastal Shelf Sci.* 20:393-402.
- Wijayarathne R.D. and J.C. Means 1984. "Sorption of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Natural Estuarine Colloids". *Marine Environ. Res.*, 11: 77-89.
- Zobova, N.A. 1982. Accumulation of benzo(a)pyrene by common Black Sea mussel (*Mytilus galloprovincialis*). *Hydrobiol. J.* 18:76-78.

6. VEDLEGG

Vedlegg 1. Konsentrasjon ($\mu\text{g/g}$) av PAH i eksperimentsedimentene.

Vedlegg 2. Partikkel mengde (mg/l) og vanngjennomstrømning (ml/min.) i eksperimentkassene.

Vedlegg 3. Konsentrasjoner (ng/l) av PAH i avløpsvann fra eksperimentkasser:

- a: Inntaksvann
- b: Sedimenter fra Oslofjorden.
- c: Sedimenter fra Saudafjorden.
- d: Sedimenter fra Sunndalsfjorden.

Prøvemerkning:

Prøvene er merket i henhold til prøvtakingsrunde (1-5), grad av forstyrrelse (U=uten, M=middels, K=kraftig), fjordområde (O=Oslofjorden, S=Saudafjorden, V=Sunndalsfjorden), PAH-innhold i sedimentet (L=lav, M=middels, H=høy) og parallell (1-2).

Vedlegg 1. Konsentrasjon ($\mu\text{g/g}$) av PAH i eksperimentsedimentene.

Parameter/prve	UOK1	MOK1	KOK1	MSH1	MSH2	USM1
Naftalen	7,2	5,8	0,9	1972	84	8
2-M-Naf.		0,8	1,3	478		
1-M-Naf.		0,9		72		
Bifenyl						
Acenaftylen	11	5,6	5,8	400		
Acenaften		1	0,9			
Dibenzofuran	3,3	5,8	13	1264		9
Fluoren	2,3	2,8	6,8	277		
Dibenzotiofen	1,4	1,1	1,1	510		
Fenantren	88	69	86	17970	3016	792
Antracen	24	19	19	14970	1856	453
2-M-Antracen	14	11	14	4137	201	
1-M-Fenantren	3	2,8	1	5332	202	
9-M-Antracen	11	9,2	11	5197		
Fluoranten	229	222	231	57010	7297	1758
Pyren	194	184	197	46530	5689	1310
B(a)A*	53	71	58	41400	4950	811
Trif/Chry.	114	133	139	71110	15000	3061
B(b)fluoranten*	184	168	220	92300	24890	5871
B/j,k)fluoranten*						
B(e)P	89	77	102	44270	14570	2811
B(a)P*	25	24	24	46970	13690	2255
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	86	69	101	23400	12090	3205
Dibenz. (a,c/a,h)ant.	11	14	21	7261	3698	740
B(ghi)perylen	146	111	142	36210	18240	4507
Coronen	133	78	127	11950	6503	2047
Dibenzopyrener*	35	24	54	16925	8300	1950
SUM	1464,2	1309,8	1576,8	547915	140276	31588
Derav KPAH(*)	394	370	478	228256	67618	14832
%KPAH	27	29	31	42	48	47
sum di-/hetero.	25,2	23,8	29,8	4973	84	17
sum PAH	1439	1286	1547	542942	140192	31571

Vedlegg 1 forts.

Parameter/prve	USM2	KSM1	KSM2	MSM1	MSM2	MSL1
Naftalen	11	14	27	5	3	84
2-M-Naf.						53
1-M-Naf.						23
Bifenyl						
Acenaftylen	5					26
Acenaften						2
Dibenzofuran	6		13		20	88
Fluoren						27
Dibenzotiofen						30
Fenantren	725	695	722	165	188	608
Antracen	379	351	52		16	104
2-M-Antracen						83
1-M-Fenantren						9
9-M-Antracen						63
Fluoranten	1671	2348	2124	467	378	968
Pyren	1232	1782	1629	285	417	670
B(a)A*	891	504	579	65	23	353
Trif/Chry.	2928	2347	2507	852	1024	856
B(b)fluoranten*	5254	4476	5075	1986	2661	1826
B/j,k)fluoranten*						
B(e)P	2433	2089	2401	896	1260	884
B(a)P*	1919	1703	1602	599	667	91
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	2563	2263	2861	1307	1769	818
Dibenz. (a,c/a,h)ant.	609	553	651	340	163	253
B(ghi)perylen	3466	3132	4074	1796	2470	931
Coronen						
Dibenzopyrener*	1200	1240	1380	237	945	634
SUM	25292	23497	25697	9000	12004	9484
Derav KPAH(*)	12436	10739	12148	4534	6228	3975
%KPAH	49	46	47	50	52	43
sum di-/hetero.	22	14	40	5	23	333
sum PAH	25270	23483	25657	8995	11981	9151

Vedlegg 1 forts.

Parameter/prve	MSL2	MVL1	MVL2	MVM1	MVM2	KVM1
Naftalen	74	39	43	8	5	11
2-M-Naf.	43	19	23	15		14
1-M-Naf.	23	8	16	7		
Bifenyl						
Acenaftylen	29					
Acenaften	9	108	109	273	123	162
Dibenzofuran	81	40	42	65		24
Fluoren	41	74	77	181	80	52
Dibenzotiofen	27	29	30	43	12	12
Fenantren	613	494	508	1669	1075	951
Antracen	120	100	103	482	267	61
2-M-Antracen	82	45	45	14	37	25
1-M-Fenantren	10	13	12	113	12	9
9-M-Antracen		33		91		13
Fluoranten	1130	866	984	3523	2317	2470
Pyren	849	684	787	3041	2132	2032
B(a)A*	436	412	449	1118	675	2107
Trif/Chry.	938	756	826	3191	2242	2927
B(b)fluoranten*	1806	1224	771	4669	3526	6185
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	867	530	547	1945	1445	2590
B(a)P*	119	510	517	1961	1383	2556
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	806	374	376	1596	1197	2951
Dibenz. (a,c/a,h)ant.	261	109	111	401	324	804
B(ghi)perylene	1031	502	502	1920	1509	3802
Coronen						
Dibenzopyrener*	732	368	356	303	916	1500
SUM	10127	7337	7234	26629	19277	31258
Derav KPAH(*)	4041	2487	2063	8087	6638	16103
%KPAH	41	35	30	31	35	52
sum di-/hetero.	327	317	340	592	220	275
sum PAH	9800	7020	6894	26037	19057	30983

Vedlegg 1 forts.

Parameter/prve	KVM2	UVM1	UVM2	MVH1	MVH2
Naftalen		9	9	19	25
2-M-Naf.			10		
1-M-Naf.					
Bifenyl					
Acenaftylen					
Acenaften	188	73	206	52	188
Dibenzofuran			4		
Fluoren	20	19	138		
Dibenzotiofen	16	9	24		
Fenantren	1147	767	1421	3820	3363
Antracen	210	177	317		88
2-M-Antracen	19	14	14		
1-M-Fenantren	11	6	55		
9-M-Antracen			45		
Fluoranten	2775	1850	3146	6870	6236
Pyren	2606	1742	2725	6014	5709
B(a)A*	1121	700	1196	1872	1684
Trif/Chry.	3304	2830	3089	12860	12300
B(b)fluoranten*	5280	3833	4632	14810	13300
B(j,k)fluoranten*					
B(e)P	2180	1595	1942	6141	5531
B(a)P*	2182	1366	2023	4204	3997
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	2061	1391	1637	3816	3775
Dibenz. (a,c/a,h)ant.	499	325	362	861	876
B(ghi)perylen	2502	1720	1999	4941	4945
Coronen					
Dibenzopyrener*	1609	933	932	642	2272
SUM	27730	19359	25926	66922	64289
Derav KPAH(*)	12752	8548	10782	26205	25904
%KPAH	46	44	42	39	40
sum di-/hetero.	224	110	391	71	213
sum PAH	27506	19249	25535	66851	64076

Vedlegg 2. Partikkel mengde (mg/l) og vanngjennomstrømning (ml/min.) i eksperimentkassene.

Prøve	STS	Flow
1MSL1	12,8	41
1MSL2	4,4	42
2MSL1	1,8	39
2MSL2	2,0	39
3MSL1	3,7	41
3MSL2	1,6	39
4MSL1	2,1	40
4MSL2	2,0	40
5MSL1	1,1	43
5MSL2	1,6	42
1MSM1	2,9	37
1MSM2	12,6	39
2MSM1	2,3	38
2MSM2	2,1	37
3MSM1	2,1	36
3MSM2	2,1	39
4MSM1	1,5	33
4MSM2	1,3	39
5MSM1	1,6	39
5MSM2	1,1	40
1MSH1	2,4	41
1MSH2	1,9	45
2MSH1	2,2	40
2MSH2	2,1	42
3MSH1	2,6	41
3MSH2	2,0	44
4MSH1	2,1	43
4MSH2	1,0	42
5MSH1	3,7	42
5MSH2	0,9	42
1USM1	2,5	38
1USM2	1,9	43
2USM1	1,2	37
2USM2	1,0	40
3USM1	1,7	40
3USM2	10,5	45
4USM1	0,9	33
4USM2	1,5	44
5USM1	1,7	42
5USM2	1,0	43
1KSM1	2,7	38
1KSM2	5,0	45
2KSM1	2,3	39
2KSM2	3,2	42
3KSM1	1,8	41
3KSM2	3,2	43
4KSM1	0,9	40
4KSM2	1,8	38
5KSM1	1,5	41
5KSM2	1,4	44
1MVL1	2,2	44
1MVL2	1,9	40
2MVL1	2,1	42
2MVL2	2,6	34
3MVL1	2,1	43
3MVL2	2,3	37
4MVL1	1,0	41
4MVL2	2,8	33
5MVL1	3,0	43

Vedlegg 2 forts.

Prøve	STS	Flow
5MVL2	2,4	42
1MVM1	2,1	40
1MVM2	11,6	39
2MVM1	3,8	37
2MVM2	3,8	37
3MVM1	2,5	40
3MVM2	2,7	38
4MVM1	2,4	40
4MVM2	0,6	37
5MVM1	2,8	43
5MVM2	3,1	38
1MVH2	2,5	45
2MVH1	2,7	38
2MVH2	3,0	43
3MVH1	12,9	41
3MVH2	3,7	45
4MVH1	0,6	40
4MVH2	1,4	39
5MVH1	1,3	40
5MVH2	4,0	43
1UMV1	2,6	43
1UVM2	2,2	38
2UVM1	0,9	41
2UVM2	1,2	27
3UVM1	11,7	44
3UVM2	2,2	42
4UVM1	1,0	42
4UVM2	2,3	40
5UVM1	1,1	43
5UVM2	1,5	41
1KVM1	2,8	43
1KVM2	6,8	43
2KVM1	2,3	42
2KVM2	10,1	41
3KVM1	5,3	42
3KVM2	4,9	43
4KVM1	3,6	36
4KVM2	1,9	43
5KVM1	3,9	43
5KVM2	10,7	43
1UOK1	2,3	43
1MOK1	11,6	38
1KOK1	11,8	44
2UOK1	1,1	40
2MOK1	1,4	38
2KOK1	11,4	42
3UOK1	2,9	43
3MOK1	2,5	42
3KOK1	5,0	42
4UOK1	0,5	41
4MOK1	8,7	40
4KOK1	1,5	42
5UOK1	1,0	42
5MOK1	2,8	41
5KOK1	2,4	42

Vedlegg 3a. Konsentrasjoner (ng/l) av PAH i avløpsvann fra eksperimentkasser:
a: Inntaksvann

Parameter/prve	1	2	3	4	5
Naftalen		56	11,5	16	1,6
2-M-Naf.		8,7	5,7	2,5	0,8
1-M-Naf.		2,9	11,1	2,5	26,9
Bifenyl					
Acenaftylen		4,4		0,1	
Acenaften		1,5	0,7	15,3	1
Dibenzofuran		0,4	0,2	0,3	
Fluoren		0,1	0,3	0,1	
Dibenzotiofen				0,1	
Fenantren	0,3	0,2	1,1	0,3	1,2
Antracen			0,2		
2-M-Antracen		0,1	0,1		0,5
1-M-Fenantren		0,1			
9-M-Antracen		0,4			
Fluoranten	0,1	1,4	0,2	0,1	1,3
Pyren	0,1	0,5	0,1	0,3	0,9
B(a)A*					1
Trif/Chry.				0,3	1
B(b)fluoranten*		0,1	0,1	0,2	2
B(j,k)fluoranten*					
B(e)P					
B(a)P*					1
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*		0,2		0,1	0,5
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)					
B(ghi)perylene				0,1	0,5
Coronen					
Dibenzopyrener					
SUM	0,5	77	31,3	38,3	40,2
Derav KPAH(*)	0	0,3	2,1	0,3	5
sum di-/hetero.	0	74	29,5	36,9	30,3
sum PAH	0,5	3	1,8	1,4	9,9
%KPAH	0	10	6	21	45

Vedlegg 3b. Konsentrasjoner (ng/l) av PAH i avløpsvann fra eksperimentkasser:
b: Sedimenter fra Oslofjorden.

Parameter/prve	1UOK1	1MOK1	1KOK1	2UOK1	2MOK1	2KOK1
Naftalen	23	42	21	118	62	54
2-M-Naf.	14,6	8,5	12	64	25	16
1-M-Naf.	10	6	8,8	22	18	13
Bifenyl						
Acenaftylen	1,1	0,1	0,7	7,6	3,5	1,1
Acenaften	2,4	1,1	3,3	13,6		2,4
Dibenzofuran	1,9	2	0,7	0,7		1,1
Fluoren	1,1		0,4			0,3
Dibenzotiofen						
Fenantren	3,4	2,4	1,7	0,1		
Antracen	0,1	0,1	0,1			0,1
2-M-Antracen	0,8	0,7	0,5	0,3	0,3	0,4
1-M-Fenantren				0,1	0,1	0,1
9-M-Antracen	0,1		0,3			0,1
Fluoranten	1,1	1,7	0,4	0,4	0,6	0,8
Pyren	0,7	1,2	0,2		0,2	0,6
B(a)A*	0,1	0,1			0,1	0,1
Trif/Chry.	0,1	0,1	0,1			
B(b)fluoranten*	0,9	0,2	0,4			0,1
B(j,k)fluoranten*		0,2				
B(e)P	0,2	0,3	0,1			
B(a)P*		0,1				
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*						
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylene						
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	61,6	66,8	50,7	226,8	109,8	90,2
Derav KPAH(*)	1	0,6	0,4	0	0,1	0,2
sum di-/hetero.	54,1	59,7	46,9	225,9	108,5	87,9
sum PAH	7,5	7,1	3,8	0,9	1,3	2,3
%KPAH	13	8	11	0	8	9

Vedlegg 3 b forts.

Parameter/prve	3UOK1	3MOK1	3KOK1	4UOK1	4MOK1	4KOK1
Naftalen	24,9	11,9	23,2	312	8,8	56
2-M-Naf.	14,7	9,9	8,8	176	5,1	95
1-M-Naf.	12,6	9	6,7	84	3,6	174
Bifenyl						
Acenaftylen		0,6	0,2	14,6	0,1	
Acenaften		8	0,7	23,5	0,1	26
Dibenzofuran		1,6	0,5	0,7	1,5	1,9
Fluoren		0,5	0,4	0,5	0,4	0,6
Dibenzotiofen				0,3		1,2
Fenantren	2,6	1,7	1,5	0,4	1,3	0,3
Antracen		0,5	0,3			
2-M-Antracen		0,5	0,3	0,7	0,4	0,1
1-M-Fenantren		0,2	0,3			
9-M-Antracen		1,1	1			
Fluoranten	2,2		0,7	0,1	0,1	
Pyren	1,5		1		0,1	0,1
B(a)A*						
Trif/Chry.	1,2		0,3		0,1	
B(b)fluoranten*					0,1	0,1
B/j,k)fluoranten*						
B(e)P					0,1	
B(a)P*						
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*					0,1	
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylen					0,1	
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	59,7	45,5	45,9	612,8	22	355,3
Derav KPAH(*)	7,5	4,5	5,8	0	0,2	0,1
sum di-/hetero.	52,2	41,5	40,5	611,6	19,6	354,7
sum PAH	7,5	4	5,4	1,2	2,4	0,6
%KPAH	0	0	0	0	8	17

Vedlegg 3 b forts.

Parameter/prve	5UOK1	5MOK1	5KOK1
Naftalen	14,4	22,5	30,5
2-M-Naf.	5,7	8,3	7,5
1-M-Naf.	7,5	5,9	10
Bifenyl			
Acenaftylen			0,8
Acenaften	1,5	2,5	2,8
Dibenzofuran	0,6	0,7	
Fluoren	1,2	1,1	1,3
Dibenzotiofen			
Fenantren	2	1,8	2,1
Antracen			0,5
2-M-Antracen	0,7	0,5	0,5
1-M-Fenantren	0,5		
9-M-Antracen	0,6		0,5
Fluoranten	2,5	1	0,9
Pyren	1,4	0,6	0,7
B(a)A*	0,9		
Trif/Chry.	0,6	1,6	1
B(b)fluoranten*	0,7	7,9	0,8
B(j,k)fluoranten*			
B(e)P	0,6	1,5	
B(a)P*			
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*		0,5	
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)			
B(ghi)perylen		0,5	
Coronen			
Dibenzopyrener			
SUM	41,4	56,9	59,9
Derav KPAH(*)	1,6	8,9	0,8
sum di-/hetero.	30,9	41	52,9
sum PAH	10,5	15,9	7
%KPAH	15	53	11

Vedlegg 3c: Konsentrasjoner (ng/l) av PAH i avløpsvann fra eksperimentkasser:
c: Sedimenter fra Saudafjorden.

Parameter/prve	1MSL1	1MSL2	2MSL1	2MSL2	3MSL1	3MSL2
Naftalen	16,9	19	38,2	44,3	162	21,9
2-M-Naf.	9,5	9	19,3	29,5	12,4	10,5
1-M-Naf.	5,5	6,1	8,2	11,3	8	8,4
Bifenyl						
Acenaftylen	1	0,4	0,4	2,7	2,1	2,1
Acenaften	0,5	0,6	2	4,4	1,1	1,1
Dibenzofuran	4,7	2,4	0,8	1,2	2,9	0,5
Fluoren	1,2	1,1	0,2	0,4	1,5	0,6
Dibenzotiofen						
Fenantren	13,2	6	1,4	3,7	17,3	2,7
Antracen	4,6	1,4	0,1	0,1	6,8	1,1
2-M-Antracen	2,2	0,8	0,3	0,4	3,2	0,5
1-M-Fenantren	1,6	0,1	0,1	0,1	1,5	0,5
9-M-Antracen	0,1	0,8	0,1	0,1	1,6	0,3
Fluoranten	11,4	8,3	1,1	3,2	47	11,3
Pyren	8,3	6,6	1,2	2,2	37	28,6
B(a)A*	6,6	2,8	0,1	0,5	16,7	22,7
Trif/Chry.	11,7	4,7	0,1	1,5	19,2	36,8
B(b)fluoranten*	19,8	7,4	1	3,1	6,6	9,2
B(j,k)fluoranten*					1,7	
B(e)P	9,1	3,2		0,8	5,2	
B(a)P*	5,4	2,6			1	
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	5,5	2,8	0,1	0,9	35,2	12
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)	1,4	0,7		0,1	10,6	
B(ghi)perylene	7,9	3,7	0,1	0,9	10,6	7,9
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	148,1	90,5	74,8	111,4	411,2	178,7
Derav KPAH(*)	38,7	16,3	1,2	4,6	222,7	134,2
sum di-/herero.	39,3	38,6	69,1	93,8	190	45,1
sum PAH	108,8	51,9	5,7	17,6	221,2	133,6
%KPAH	35	31	21	26	30	33

Vedlegg 3c forts.

Parameter/prve	4MSL1	4MSL2	5MSL1	5MSL2	1MSM1	1MSM2
Naftalen	29,7	14,1	20,3	21	17,4	22,3
2-M-Naf.	4,9	4,6	8,7	8,3	5,5	4,8
1-M-Naf.	4,4	3,6	7,2	6,9	3,6	3,5
Bifenyl						
Acenaftylen	0,6	0,4	1	0,6	0,1	0,1
Acenaften	0,6	0,5	1,3	1		0,6
Dibenzofuran	1	0,8	2,9	0,9	1,5	1,1
Fluoren	0,8	0,4	1,8	1,1	0,7	0,5
Dibenzotiofen	0,1	0,1	0,7			
Fenantren	1,4	1,5	4,8	1,9	2,4	3,2
Antracen	0,1	0,4	0,8	0,5	0,1	0,3
2-M-Antracen		0,2	0,7		0,6	0,8
1-M-Fenantren		0,1				
9-M-Antracen		0,1	0,6		0,2	0,1
Fluoranten	1,9	1,7	1,9	0,9	1,2	2,3
Pyren	0,9	0,6	1,4	0,7	1,1	3,7
B(a)A*	0,1	0,2	0,6		0,5	1,1
Trif/Chry.	0,1	0,4	1,1	0,8	1,1	2,7
B(b)fluoranten*	0,5	0,7	1,5		2,6	
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	0,3	0,5	0,6			1,7
B(a)P*	0,1		0,5		0,5	
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	0,5	0,8	0,9		0,6	1,1
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)					0,1	0,1
B(ghi)perylene	0,6	0,9	0,9		0,8	1,6
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	48,6	32,6	60,2	44,6	40,6	51,6
Derav KPAH(*)	1,2	1,7	4,4	0	4,3	2,3
sum di-/herero.	42,1	24,5	43,9	39,8	28,8	32,9
sum PAH	6,5	8,1	16,3	4,8	11,8	18,7
%KPAH	18	21	21	0	36	12

Vedlegg 3c forts.

Parameter/prve	2MSM1	2MSM2	3MSM1	3MSM2	4MSM1	4MSM2
Naftalen	24,6	15,4	41,5	30,4	14,8	12
2-M-Naf.	9,8	6,1	11,9	10,4	4,9	4,6
1-M-Naf.	7,4	2,4	10,4	8	3,8	3,6
Bifenyl						
Acenaftylen	0,5	0,1	0,5		0,4	0,4
Acenaften	1,2	2,9	2,2	1,1	0,7	0,1
Dibenzofuran	1,1	1,3	1,4	0,5	0,7	0,7
Fluoren	0,4	0,3	1,1	0,5	0,4	0,7
Dibenzotiofen						0,1
Fenantren	1,6	2,2	1,5	1,8	0,7	0,6
Antracen	0,1		0,9	0,5	0,1	
2-M-Antracen	0,2	0,1	0,2	0,3	0,1	
1-M-Fenantren	0,1	0,4	0,1	0,3		
9-M-Antracen		0,6	1,4	0,7		
Fluoranten	1,2	2,9	1,7	2,9	1	0,1
Pyren	1	2,3	6,3	2,1	0,2	0,3
B(a)A*	0,5		5,2	0,8		
Trif/Chry.	0,6	1,2	2,7	1,5		0,1
B(b)fluoranten*	2,3	3,6	0,5	0,8	0,7	
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	0,8	1,5	0,1	0,4	0,1	
B(a)P*	0,6		0,3			
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	0,8	1	8,1	2,8		
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)		0,2	1,7	0,7		
B(ghi)perylene	1	1,3	0,5	1,8		
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	54,8	44,3	115,5	68,3	28,6	23,3
Derav KPAH(*)	4,2	4,8	47,6	17,9	0,7	0
sum di-/herero.	45	28,5	69	50,9	25,7	22,2
sum PAH	9,8	15,8	46,5	17,4	2,9	1,1
%KPAH	43	30	32	27	24	0

Vedlegg 3c forts.

Parameter/prve	5MSM1	5MSM2	1MSH1	1MSH2	2MSH1	2MSH2
Naftalen	14,9	41,6	31	3,9	35	6
2-M-Naf.	4,3	7,9	10	7,9	16	37
1-M-Naf.	4,9	6,6	6	4,1	9,2	10
Bifenyl						
Acenaftylen			3,1	0,6		21
Acenaften	0,5	1,2	3,2	0,2	2,1	16
Dibenzofuran			5,8	3,2	5,3	1
Fluoren	1,2	1,3	3,8	1,2	3,2	1
Dibenzotiofen	0,5		2,4	1,8		
Fenantren	2,3	2,1	33,4	9,8	31	8
Antracen	0,6	0,6	29	5,3	23	4,1
2-M-Antracen			6,9	2,1	6,9	1,9
1-M-Fenantren			12,1	3,3	8,7	2,9
9-M-Antracen			2,5	0,1	2,9	0,2
Fluoranten	1,2	0,8	260	40	127	25
Pyren	1	0,5	62	20	41	13
B(a)A*	0,7		68	15	54	10
Trif/Chry.	1,4		166	40	128	30
B(b)fluoranten*	4,1		146	43	139	37
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	1,1	0,6	70	26	67	23
B(a)P*	0,9		72	22	55	19
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	1,8		31	13	34	13
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)			12	5,3	12	4,5
B(ghi)perylene	1,6		39	19	44	19
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	43	63,2	1075,2	286,8	844,3	302,6
Derav KPAH(*)	9,1	0	329	98,3	294	83,5
sum di-/herero.	26,3	58,6	65,3	22,9	70,8	92
sum PAH	16,7	4,6	1009,9	263,9	773,5	210,6
%KPAH	45	0	32	36	37	39

Vedlegg 3c forts.

Parameter/prve	3MSH1	3MSH2	4MSH1	4MSH2	5MSH1	5MSH2
Naftalen	25,3	52,9	20	456	29	26,2
2-M-Naf.	13	21,5	6	56	7,6	7,6
1-M-Naf.	9,1	14,8	3,9	85	6,7	9,8
Bifenyl						
Acenaftylen	1,8	2,2	1,1	19	3,2	1,2
Acenaften			0,8	20	2,7	2,9
Dibenzofuran	3,2	1,1	1,6	1,9		
Fluoren	3,4	2,6	1,4	0,9	2,8	1,4
Dibenzotiofen			0,5	0,5	1,3	0,6
Fenantren	14,5	5,4	10,3	5,9	13,3	2,8
Antracen	12,5	3,7	6,7	2,3	7,3	0,9
2-M-Antracen	2,6	1,7	1,5	0,7	2,8	0,6
1-M-Fenantren	4	1,5	1,1	0,4	2,3	0,4
9-M-Antracen	0,5	2,5	1,4	0,3	0,6	
Fluoranten	70,3	21,7	14,6	7,2	15,2	2,9
Pyren	22,9	16,2	13,5	4,8	10,8	2,1
B(a)A*	24,5	6,7	8,6	4,2	16,4	1,5
Trif/Chry.	49,2	13,3	17,7	8,2	18,7	2,4
B(b)fluoranten*	37,1	2,3	30,5	16,3	50,5	5,9
B(j,k)fluoranten*		3,7				
B(e)P	3,2	1,7	14,8	8,8	17,8	2,2
B(a)P*	0,9	3,9	16,3	6,7	16,6	2
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	20	19,5	17,8	11,3	28,8	3,1
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)	1,2	8,1	5,1	4	11,8	1,3
B(ghi)perylene	20,8	22,6	24,4	17,3	32,2	3,6
Coronen						
Dibenzopyrener			3,5	7,6		
SUM	340	229,6	223,1	745,3	298,4	81,4
Derav KPAH(*)	287,6	137,1	81,8	50,1	156,3	17,4
sum di-/herero.	55,8	95,1	35,3	639,3	53,3	49,7
sum PAH	284,2	134,5	187,8	106	245,1	31,7
%KPAH	29	30	40	38	48	41

Vedlegg 3c forts.

Parameter/prve	1USM1	1USM2	2USM1	2USM2	3USM1	3USM2
Naftalen	69,6	12,8	19,3	33	20,4	12,1
2-M-Naf.	40,4	8,1	6,3	11,6	14,8	11,6
1-M-Naf.	39,3	5,5	4,5	7,7	11,4	9,7
Bifenyl						
Acenaftylen	1,9	0,1	0,2	0,9	0,6	0,3
Acenaften	3,8	0,6	1	1,5	2	1
Dibenzofuran	1,2	1,5	1,2	1,1	0,5	0,7
Fluoren	1	0,9	0,5	0,7	1,8	0,7
Dibenzotiofen						
Fenantren	1,9	2,3	0,9	1,4	1,4	1,4
Antracen	0,5	0,8	0,1	0,1	0,2	0,4
2-M-Antracen	0,5	0,2	0,1	0,1	0,5	0,2
1-M-Fenantren			0,1	0,9	0,3	0,1
9-M-Antracen	0,3	0,3		1,2	1,1	0,6
Fluoranten	4,1	8,7	0,8	1,3	11,1	3,8
Pyren	2,5	5,4	0,6	1,1	6,6	2,5
B(a)A*	0,5	0,8			0,5	0,5
Trif/Chry.	0,9	2,1		0,2	1,1	0,2
B(b)fluoranten*	1,9	2,2	0,3	0,2		
B/j,k)fluoranten*						
B(e)P	0,8	0,2		0,2		
B(a)P*	0,1	0,1				
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	0,3	0,1	0,2	1,1		
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylene	0,4	0,1				
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	171,9	52,8	36,1	64,3	74,3	45,8
Derav KPAH(*)	2,8	3,2	0,5	1,3	24,6	10,4
sum di-/hetero.	157,2	29,5	33	56,5	51,5	36,1
sum PAH	14,7	23,3	3,1	7,8	22,8	9,7
%KPAH	19	14	16	17	2	5

Vedlegg 3c forts.

Parameter/prve	4USM1	4USM2	5USM1	5USM2	1MSM1	1MSM2
Naftalen	10,2	10,3	22,8	15	17,4	22,3
2-M-Naf.	6,7	4,4	11,2	6,8	5,5	4,8
1-M-Naf.	4,5	4,3	8	4,9	3,6	3,5
Bifenyl						
Acenaftylen	0,2	0,1			0,1	0,1
Acenaften	0,6	0,5	2,4	1,6		0,6
Dibenzofuran	1	0,4			1,5	1,1
Fluoren	0,8	0,6	1,6	1,4	0,7	0,5
Dibenzotiofen		0,9	0,5	0,5		
Fenantren	0,8	0,9	2,6	2,4	2,4	3,2
Antracen	0,1		0,5	0,6	0,1	0,3
2-M-Antracen	0,1		0,6	0,5	0,6	0,8
1-M-Fenantren						
9-M-Antracen					0,2	0,1
Fluoranten	1,4	0,3	3,7	1,6	1,2	2,3
Pyren	0,8	0,1	2,2	1	1,1	3,7
B(a)A*	0,1				0,5	1,1
Trif/Chry.	0,1	0,1	0,6		1,1	2,7
B(b)fluoranten*	0,2	0,9	0,5		2,6	
B/j,k)fluoranten*						
B(e)P	0,1		0,5			1,7
B(a)P*			0,6		0,5	
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*		0,1			0,6	1,1
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)					0,1	0,1
B(ghi)perylene					0,8	1,6
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	27,7	23,9	58,3	36,3	40,6	51,6
Derav KPAH(*)	0,3	1	1,1	0	4,3	2,3
sum di-/hetero.	24	21,5	46,5	30,2	28,8	32,9
sum PAH	3,7	2,4	11,8	6,1	11,8	18,7
%KPAH	8	42	9	0	36	12

Vedlegg 3c forts.

Parameter/prve	2MSM1	2MSM2	3MSM1	3MSM2	4MSM1	4MSM2
Naftalen	24,6	15,4	41,5	30,4	14,8	12
2-M-Naf.	9,8	6,1	11,9	10,4	4,9	
1-M-Naf.	7,4	2,4	10,4	8	3,8	3,6
Bifenyl						
Acenaftylen	0,5	0,1	0,5		0,4	0,4
Acenaften	1,2	2,9	2,2	1,1	0,7	0,1
Dibenzofuran	1,1	1,3	1,4	0,5	0,7	0,7
Fluoren	0,4	0,3	1,1	0,5	0,4	0,7
Dibenzotiofen						0,1
Fenantren	1,6	2,2	1,5	1,8	0,7	0,6
Antracen	0,1		0,9	0,5	0,1	
2-M-Antracen	0,2	0,1	0,2	0,3	0,1	
1-M-Fenantren	0,1	0,4	0,1	0,3		
9-M-Antracen		0,6	1,4	0,7		
Fluoranten	1,2	2,9	17	2,9	1	0,1
Pyren	1	2,3	6,3	2,1	0,2	0,3
B(a)A*	0,5		5,2	0,8		
Trif/Chry.	0,6	1,2	2,7	1,5		0,1
B(b)fluoranten*	2,3	3,6	0,5	0,8	0,7	
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	0,8	1,5	0,1	0,4	0,1	
B(a)P*	0,6		0,3			
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	0,8	1	8,1	2,8		
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)		0,2	1,7	0,7		
B(ghi)perylene	1	1,3	0,5	1,8		
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	54,8	44,3	115,5	68,3	28,6	23,3
Derav KPAH(*)	4,2	4,8	47,6	17,9	0,7	0
sum di-/hetero.	45	28,5	69	50,9	25,7	17,6
sum PAH	9,8	15,8	46,5	17,4	2,9	5,7
%KPAH	43	30	32	27	24	0

Vedlegg 3c forts.

Parameter/prve	5MSM1	5MSM2	1KSM1	1KSM2	2KSM1	2KSM2
Naftalen	14,9	41,6	14,7	17,4	51,1	8,1
2-M-Naf.	4,3	7,9	25,9	5,5	6,8	10,9
1-M-Naf.	4,9	6,6		3,6	4,7	7
Bifenyl						
Acenaftylen			2,9	0,1	0,2	1,5
Acenaften	0,5	1,2	3,7		1,1	2,6
Dibenzofuran			1,4	1,5	1,1	2,1
Fluoren	1,2	1,3	0,7	0,7	0,4	0,8
Dibenzotiofen	0,5					
Fenantren	2,3	2,1	6,3	2,4	2,1	10
Antracen	0,6	0,6	2,3	0,1	0,6	4,3
2-M-Antracen			0,7	0,6	0,2	1,4
1-M-Fenantren			0,2		0,1	0,6
9-M-Antracen			0,1	0,2	0,1	0,1
Fluoranten	1,2	0,8	8,4	1,2	2,8	14,4
Pyren	1	0,5	6,2	1,1	1,9	10,4
B(a)A*	0,7		6,1	0,5	0,9	9,5
Trif/Chry.	1,4		11,2	1,1	2,7	20,4
B(b)fluoranten*	4,1		20,5	2,6	5,7	36,8
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	1,1	0,6	9,6		2,6	16,9
B(a)P*	0,9		7,5	0,5	2,1	11,9
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	1,8		9,5	0,6	2,5	18,1
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)			2,9	0,1	0,5	5
B(ghi)perylene	1,6		12,6	0,8	3,3	24,1
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	43	63,2	153,4	40,6	89,7	187,8
Derav KPAH(*)	9,1	0	46,5	4,3	11,7	81,3
sum di-/hetero.	26,3	58,6	49,3	28,8	65,4	33
sum PAH	16,7	4,6	104,1	11,8	24,3	154,8
%KPAH	45	0	43	36	47	51

Vedlegg 3c forts.

Parameter/prve	3KSM1	3KSM2	4KSM1	4KSM2	5KSM1	5KSM2
Naftalen	21,1	86	675	12,7	20,5	14,5
2-M-Naf.	25,5	11,1	86	5,2	4,7	6,4
1-M-Naf.	17,9	7,9	225	2,9	5,4	5,4
Bifenyl						
Acenaftylen	1,3	0,8	35	0,1		0,6
Acenaften	2	1,1	45		1,5	0,7
Dibenzofuran	1,6	2	2,3	1,2		
Fluoren	1,7	1,3	0,8	0,7	1,3	1,4
Dibenzotiofen			0,1	0,7	0,5	0,5
Fenantren	5,2	8,8	2,7	0,9	3,1	3,6
Antracen	2,9	3,9	0,7		0,6	0,9
2-M-Antracen	0,6	1	0,1		0,5	0,7
1-M-Fenantren	0,5	0,4				
9-M-Antracen	0,5	0,1				
Fluoranten	7,9	19,1	4,7	0,8	2	3,4
Pyren	5,3	13,6	3,3	0,4	1,3	2,3
B(a)A*	2,1	7,7	1,3	0,1	0,8	2,2
Trif/Chry.	6	12,1	3,3	0,5	1,1	3
B(b)fluoranten*	3,9	12,2	7,1	0,7	3,8	10,3
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	2,7	1,2	3,1	0,7	1,2	3,2
B(a)P*	1		2,1		1	2,2
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	0,2	19,6	4,6	0,2	1,6	5,5
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)		7,1	1,1		0,5	1,8
B(ghi)perylene	3,7	23,6	6,1	0,8	1,9	5,8
Coronen						
Dibenzopyrener			1,2			
SUM	113,6	240,6	1110,6	28,6	53,3	74,4
Derav KPAH(*)	44,2	131,7	17,4	1	9,6	27,8
sum di-/hetero.	71,1	110,2	1069,2	23,5	33,9	29,5
sum PAH	42,5	130,4	41,4	5,1	19,4	44,9
%KPAH	17	33	38	20	38	47

Vedlegg 3d: Konsentrasjoner (ng/l) av PAH i avløpsvann fra eksperimentkasser:
d: Sedimenter fra Sunndalsfjorden.

Parameter/prve	1MVL1	1MVL2	2MVL1	2MVL2	3MVL1	3MVL2
Naftalen	16,8	186	125,5	32,3	13,2	22
2-M-Naf.	7	87	29,5	15,7	9,7	9,4
1-M-Naf.	5,8	72	61	5,6	7,8	8,1
Bifenyl						
Acenaftylen		3,4	3	0,7	0,6	0,6
Acenaften		15,3	2,5	2,1	1,6	0,8
Dibenzofuran	1	1,4	1,1	1,2	0,5	0,4
Fluoren	0,9	0,5	0,1	0,2	0,9	0,4
Dibenzotiofen						
Fenantren	2,9	1,8	1,9	0,8	3,2	1,4
Antracen					0,5	0,3
2-M-Antracen		0,5	0,3	0,1	0,6	0,9
1-M-Fenantren	0,2	1,2		0,5	0,4	0,6
9-M-Antracen		0,7			1,8	
Fluoranten	2,2	0,8	6,3	0,7	8,7	1,4
Pyren	2,6	0,4	6,1	0,7	7,6	1,2
B(a)A*	0,2	0,1			2	
Trif/Chry.	7	0,1	2,1	0,1	2,7	0,8
B(b)fluoranten*	9	0,3		0,8	1,1	
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	3,5	0,2		0,1		
B(a)P*	0,2					
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	0,1				1,7	
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylene						
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	44,4	371,7	239,4	61,6	64,6	48,3
Derav KPAH(*)	0,5	0,4	0	0,8	31,2	7
sum di-/hetero.	31,5	365,6	222,7	57,8	34,3	41,7
sum PAH	12,9	6,1	16,7	3,8	30,3	6,6
% KPAH	74	7	0	21	16	0

Vedlegg 3d forts.

Parameter/prve	4MVL1	4MVL2	5MVL12	5MVL2	1MVM1	1MVM2
Naftalen	12,1	10,4	30,5	17,4	12,9	17,8
2-M-Naf.	4,9	4,3	7,3	6,8	6,2	
1-M-Naf.	3,7	4,4	6,3	5,8	5,4	6,7
Bifenyl						
Acenaftylen	0,3	0,5			0,1	0,1
Acenaften	0,5	0,9	1,5	0,8	0,6	
Dibenzofuran	0,6	0,8				1,8
Fluoren	0,4	0,8	1,1	1,1	0,4	0,4
Dibenzotiofen		0,1				
Fenantren	0,8	2,1	1,6	1,9	1,6	1,7
Antracen	0,2	0,2			0,1	0,1
2-M-Antracen		0,1			0,6	0,3
1-M-Fenantren		0,1				
9-M-Antracen		0,1				1,1
Fluoranten	0,8	5,4	0,8	0,7	1,8	1,7
Pyren	0,3	3,6	0,5	0,6		1,8
B(a)A*		0,6			0,1	0,5
Trif/Chry.		2,7	0,7		0,8	0,9
B(b)fluoranten*		6			1,8	1,4
B/j,k)fluoranten*						
B(e)P		2,4			0,3	0,2
B(a)P*		1,4			0,1	
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*		1,5			0,1	0,9
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)		0,1				
B(ghi)perylen		1,5			0,1	
Coronen						
Dibenzopyrener		0,1				
SUM	24,6	50,1	50,3	35,1	33	37,4
Derav KPAH(*)	0	9,7	0	0	2,1	2,8
sum di-/hetero.	22,5	22,2	46,7	31,9	25,6	26,8
sum PAH	2,1	27,9	3,6	3,2	7,4	10,6
% KPAH	0	34	0	0	28	26

Vedlegg 3d forts.

Parameter/prve	2MVM1	2MVM2	3MVM1	3MVM2	4MVM1	4MVM2
Naftalen	40,7	22,7	13,3	14,5	27,4	40,3
2-M-Naf.	18,2	30,8	9,7	9,2	9,8	9,4
1-M-Naf.	8	10,4	6,7	7,4	7,4	5,8
Bifenyl						
Acenaftylen	0,8	6	0,5	0,4	0,9	0,6
Acenaften	3		1	1,1	1,4	1,8
Dibenzofuran	0,9	1,3	0,3	0,3	0,7	0,4
Fluoren	0,2		0,3	0,4	0,7	1,1
Dibenzotiofen					0,1	0,1
Fenantren	0,3	0,6	1,5	1,1	2,4	3
Antracen		0,1	0,3	0,4	0,5	1,1
2-M-Antracen	0,1		0,3			0,8
1-M-Fenantren			0,2	0,3		
9-M-Antracen			0,4	0,3		
Fluoranten	0,5	2,5	4,4	1	2,8	4,9
Pyren	0,5	1,3	4,5	1,2	2,9	6,3
B(a)A*			0,8	0,3	1,5	2,2
Trif/Chry.	0,1	1,1	1,1	0,9	2,8	5
B(b)fluoranten*	0,2	2,3	0,3	1,7	3,6	10,3
B(j,k)fluoranten*					2	
B(e)P	0,1	0,1		0,1	1,2	4,3
B(a)P*				0,4	1,9	3
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*			1	0,1	0,9	3,3
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)			0,2			0,1
B(ghi)perylene				0,1	2	4,4
Coronen						
Dibenzopyrener					0,3	1,1
SUM	73,6	79,2	46,8	41,2	73,2	109,3
Derav KPAH(*)	0,2	2,3	15,3	8,3	10,2	20
sum di-/hetero.	71,8	71,2	31,8	33,3	48,4	59,5
sum PAH	1,8	8	15	7,9	24,8	49,8
% KPAH	11	29	15	32	40	38

Vedlegg 3d forts.

Parameter/prve	5MVM1	5MVM2	1MVH2	2MVH1	2MVH2	3MVH1
Naftalen	33,9	22,3	9,8	60,9	45,5	15,5
2-M-Naf.	10,9	8,4	7,6	11,5	8,7	8
1-M-Naf.	7,4	5,9	21	30,1	17,8	6,4
Bifenyl						
Acenaftylen				7,5	2,2	0,4
Acenaften	1,4	0,9		4,3	1,2	0,9
Dibenzofuran	0,6	0,5	1,4	2,5	1,7	0,4
Fluoren	1	1		0,5	0,9	1,3
Dibenzotiofen						
Fenantren	1,5	1,9	2,6	8,1	3,7	1,8
Antracen			0,2	1	0,9	0,8
2-M-Antracen				0,7	0,1	0,6
1-M-Fenantren				0,5	0,6	0,4
9-M-Antracen				0,2	0,2	0,3
Fluoranten	1,3	1	5,6	14,7	5,7	4,9
Pyren	1,1	0,8	1,6	11,8	4,6	4,5
B(a)A*			1,3	6	1,2	1,4
Trif/Chry.	1,1	1	8,7	22,1	6	6,8
B(b)fluoranten*	1,8		2,4	36,4	7	8
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	0,7		2,4	14,7	3	1,6
B(a)P*			2,9	1,7	0,5	2,2
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*				9,9	2,2	0,2
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)				1,7	0,1	
B(ghi)perylen				9,6	1,3	0,5
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	62,7	43,7	67,5	256,4	115,1	66,9
Derav KPAH(*)	1,8	0	6,6	55,7	11	35,3
sum di-/hetero.	55,2	39	39,8	117,3	78	32,9
sum PAH	7,5	4,7	27,7	139,1	37,1	34
% KPAH	24	0	24	39	30	35

Vedlegg 3d forts.

Parameter/prve	3MVH2	4MVH1	4MVH2	5MVH1	5MVH2
Naftalen	22,4	17,8	12,9	22,1	15,1
2-M-Naf.	9,2	5,7	4,6	6,6	6,3
1-M-Naf.	7,6	3,7	4,8	5,1	4,8
Bifenyl					
Acenaftylen		0,4	0,4		
Acenaften	1	1,2	0,9	1,4	1,5
Dibenzofuran	0,5	0,1	0,4		
Fluoren	1,6	0,8	0,5	1	1,2
Dibenzotiofen		0,5	0,5		
Fenantren	5,1	3,2	1,4	2	2,5
Antracen	1,2			0,5	0,5
2-M-Antracen	6,7				
1-M-Fenantren	5,1				
9-M-Antracen	0,7				
Fluoranten	13,5	8,7	2,2	1,8	1,5
Pyren	49,1	7,3	2,6	1,5	1,4
B(a)A*	2,5	3	0,9	0,7	0,7
Trif/Chry.	10,7	10,1	2,8	1,5	1,5
B(b)fluoranten*	12,6	19,5	8,8	3,4	0,8
B/j,k)fluoranten*					
B(e)P	4,8	8,2	0,3	1,1	
B(a)P*	3,5	5	0,1		
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	1	4	0,7		
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)		0,5			
B(ghi)perylene	2,1	4,7	1		
Coronen					
Dibenzopyrener		0,4			
SUM	160,9	104,8	45,8	48,7	37,8
Derav KPAH(*)	120,2	32,4	10,5	4,1	1,5
sum di-/hetero.	42,3	30,2	25	36,2	28,9
sum PAH	118,6	74,6	20,8	12,5	8,9
% KPAH	17	43	50	33	17

Vedlegg 3d forts.

Prve	1UVM1	1UVM2	2UVM1	2UVM2	3UVM1	3UVM2
Naftalen	18	35	1	31,7	15	12
2-M-Naf.	6,9	36	1,9	9,4	7,6	16
1-M-Naf.	5,0	19	0,2	3,5	6	13,4
Bifenyl						
Acenaftylen	0,1	2,1	0,1	0,1	0,3	1,6
Acenaften	0,5	8,3	0,6	1,1	0,8	2,4
Dibenzofuran	1,2	0,9	0,8	1,1	0,2	0,3
Fluoren	0,3	0,4	0,2	0,4	0,3	0,5
Dibenzotiofen						
Fenantren	1,8	1,5	1,1	1,1	0,5	0,7
Antracen	0,1		0,1		0,2	0,2
2-M-Antracen	0,3	0,3	0,1	0,1	0,1	0,5
1-M-Fenantren	0,2	0,1	0,1	0,4	0,1	0,1
9-M-Antracen	0,1	0,1	0,1	0,6	0,3	0,3
Fluoranten	0,3	0,2	0,4	0,9	0,3	0,2
Pyren	0,4	0,1	0,1	0,4	1,7	0,2
B(a)A*	0,1	0,1				
Trif/Chry.	0,1	0,1	0,1		0,3	0,5
B(b)fluoranten*	0,5	1,0	0,1	0,1	0,1	0,4
B/j,k)fluoranten*						
B(e)P	0,1					0,1
B(a)P*						
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	0,6	0,7				
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylen						
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	36	104,9	7	50,9	33,8	49,4
Derav KPAH(*)	1,2	0,8	0,1	0,1	3,9	3,7
sum di-/herero.	32	101,7	4,8	47,3	30,2	46,2
sum PAH	4,6	3,2	2,2	3,6	3,6	3,2
% KPAH	26	25	5	3	3	13

Vedlegg 3d forts.

Prve	4UVM1	4UVM2	5UVM1	5UVM2	1MVM1	1MVM2
Naftalen	16,1	15,1	62	6,1	12,9	17,8
2-M-Naf.	6,8	12,9	10,4	8,1	6,2	
1-M-Naf.	4,1	10,4	8,3	6,6	5,4	6,7
Bifenyl						
Acenaftylen	0,4	1,5	0,8		0,1	0,1
Acenaften	0,5	1,8	1,7	1,6	0,6	
Dibenzofuran	1,1	0,3				1,8
Fluoren	1,3	0,8	1,1	1,1	0,4	0,4
Dibenzotiofen	0,2	0,1	0,5			
Fenantren	1,6	0,9	2,4	1,8	1,6	1,7
Antracen			0,5		0,1	0,1
2-M-Antracen	0,4		0,5		0,6	0,3
1-M-Fenantren						
9-M-Antracen						1,1
Fluoranten	0,7	0,2	8,2	0,8	1,8	1,7
Pyren	1,2	0,1	3,6	0,8		1,8
B(a)A*		0,1			0,1	0,5
Trif/Chry.			0,8		0,8	0,9
B(b)fluoranten*	0,2		0,5		1,8	1,4
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P			0,5		0,3	0,2
B(a)P*					0,1	
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*					0,1	0,9
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylen					0,1	
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	34,6	44,2	101,8	26,9	33	37,4
Derav KPAH(*)	0,2	0,1	0,5	0	2,1	2,8
sum di-/herero.	30,5	42,9	84,8	23,5	25,6	26,8
sum PAH	4,1	1,3	17	3,4	7,4	10,6
% KPAH	5	8	3	0	28	26

Vedlegg 3d forts.

Prve	2MVM1	2MVM2	3MVM1	3MVM2	4MVM1	4MVM2
Naftalen	40,7	22,7	13,3	14,5	27,4	40,3
2-M-Naf.	18,2	30,8	9,7	9,2	9,8	9,4
1-M-Naf.	8	10,4	6,7	7,4	7,4	5,8
Bifenyl						
Acenaftylen	0,8	6	0,5	0,4	0,9	0,6
Acenaften	3		1	1,1	1,4	1,8
Dibenzofuran	0,9	1,3	0,3	0,3	0,7	0,4
Fluoren	0,2		0,3	0,4	0,7	1,1
Dibenzotiofen					0,1	0,1
Fenantren	0,3	0,6	1,5	1,1	2,4	3
Antracen		0,1	0,3	0,4	0,5	1,1
2-M-Antracen	0,1		0,3			0,8
1-M-Fenantren			0,2	0,3		
9-M-Antracen			0,4	0,3		
Fluoranten	0,5	2,5	4,4	1	2,8	4,9
Pyren	0,5	1,3	4,5	1,2	2,9	6,3
B(a)A*			0,8	0,3	1,5	2,2
Trif/Chry.	0,1	1,1	1,1	0,9	2,8	5
B(b)fluoranten*	0,2	2,3	0,3	1,7	3,6	10,3
B(j,k)fluoranten*					2	
B(e)P	0,1	0,1		0,1	1,2	4,3
B(a)P*				0,4	1,9	3
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*			1	0,1	0,9	3,3
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)			0,2			0,1
B(ghi)perylene				0,1	2	4,4
Coronen						
Dibenzopyrener					0,3	1,1
SUM	73,6	79,2	46,8	41,2	73,2	109,3
Derav KPAH(*)	0,2	2,3	15,3	8,3	10,2	20
sum di-/herero.	71,8	71,2	31,8	33,3	48,4	59,5
sum PAH	1,8	8	15	7,9	24,8	49,8
% KPAH	11	29	15	32	40	38

Vedlegg 3d forts.

Prve	5MVM1	5MVM2	1KVM1	1KVM2	2KVM1	2KVM2
Naftalen	33,9	22,3	13,8	156	53,3	52,1
2-M-Naf.	10,9	8,4	13,2	100	91	50,3
1-M-Naf.	7,4	5,9	7,2	61	34,1	141,6
Bifenyl						
Acenaftylene			0,6	14	5,3	3,1
Acenaften	1,4	0,9		60	17,7	8
Dibenzofuran	0,6	0,5		0,5	1	0,9
Fluoren	1	1	0,4	0,5	0,1	0,1
Dibenzotiofen						
Fenantren	1,5	1,9	1,2	4,6	1	1,6
Antracen			0,1	0,8		0,1
2-M-Antracen			0,4	0,8	0,1	0,1
1-M-Fenantren			0,1	0,1	0,1	0,1
9-M-Antracen						0,3
Fluoranten	1,3	1	1,1	9,9	2,2	4,7
Pyren	1,1	0,8	1,2	9,7	1,7	4
B(a)A*			0,6		0,3	1,4
Trif/Chry.	1,1	1		12,5	1,4	4,4
B(b)fluoranten*	1,8		2,3	18,8	2,9	9
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	0,7		0,7	8,1	1,6	3,9
B(a)P*			0,2	5,6	0,1	0,1
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*			0,6	4,9	0,6	2,3
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)				1,4		0,3
B(ghi)perylene			0,2	6,2	0,5	2,9
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	62,7	43,7	43,9	475,4	215	291,3
Derav KPAH(*)	1,8	0	3,7	30,7	3,9	13,1
sum di-/herero.	55,2	39	35,2	392	202,5	256,1
sum PAH	7,5	4,7	8,7	83,4	12,5	35,2
% KPAH	24	0	43	36	31	37

Vedlegg 3d forts.

Prve	3KVM1	3KVM2	4KVM1	4KVM2	5KVM1	5KVM2
Naftalen	12,9	11	13,5	978	16,6	23,4
2-M-Naf.	9,3	8,6	4,8	32	7,3	1,9
1-M-Naf.	8,2	7,2	4,8	70	6,4	5,3
Bifenyl						
Acenaftylene	0,5	0,4	0,6		0,6	0,6
Acenaften	0,9	1,5		14	1,7	1,3
Dibenzofuran	0,3	0,4	0,1	18,7	2	1
Fluoren	0,5	0,6	0,4	23,9	1,6	1,4
Dibenzotiofen			0,6	22	0,6	0,6
Fenantren	1,2	2,6	1,4	41,7	3,4	4,4
Antracen	0,3	0,8	0,1	8,7	0,7	0,9
2-M-Antracen	0,1	0,5			0,6	0,8
1-M-Fenantren		0,2				
9-M-Antracen		0,1			0,6	0,8
Fluoranten	2	6,3	1,1	0,4	3,1	6,8
Pyren	1,9	6	1,4	2,9	2,5	5,5
B(a)A*	0,5	3,1	0,5	0,3	1,8	5,6
Trif/Chry.	2,5	8,3	0,1	0,1	3	8,2
B(b)fluoranten*	4,7	7,5	2,1	2,3	8,5	25,2
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	1,4	4,2	0,8		2,5	7,6
B(a)P*	1,2	4,5	0,4		1,6	3,9
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	1,1	2,9	0,6	0,1	2,4	7,8
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)	0,2	0,8				3
B(ghi)perylene	0,7	2,7	0,9	0,2	2,3	8,3
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	50,4	80,2	34,2	1215,3	69,8	124,3
Derav KPAH(*)	18,3	51,1	3,6	2,7	14,3	45,5
sum di-/herero.	32,6	29,7	24,8	1158,6	36,8	35,5
sum PAH	17,8	50,5	9,4	56,7	33	88,8
% KPAH	43	36	38	5	43	50