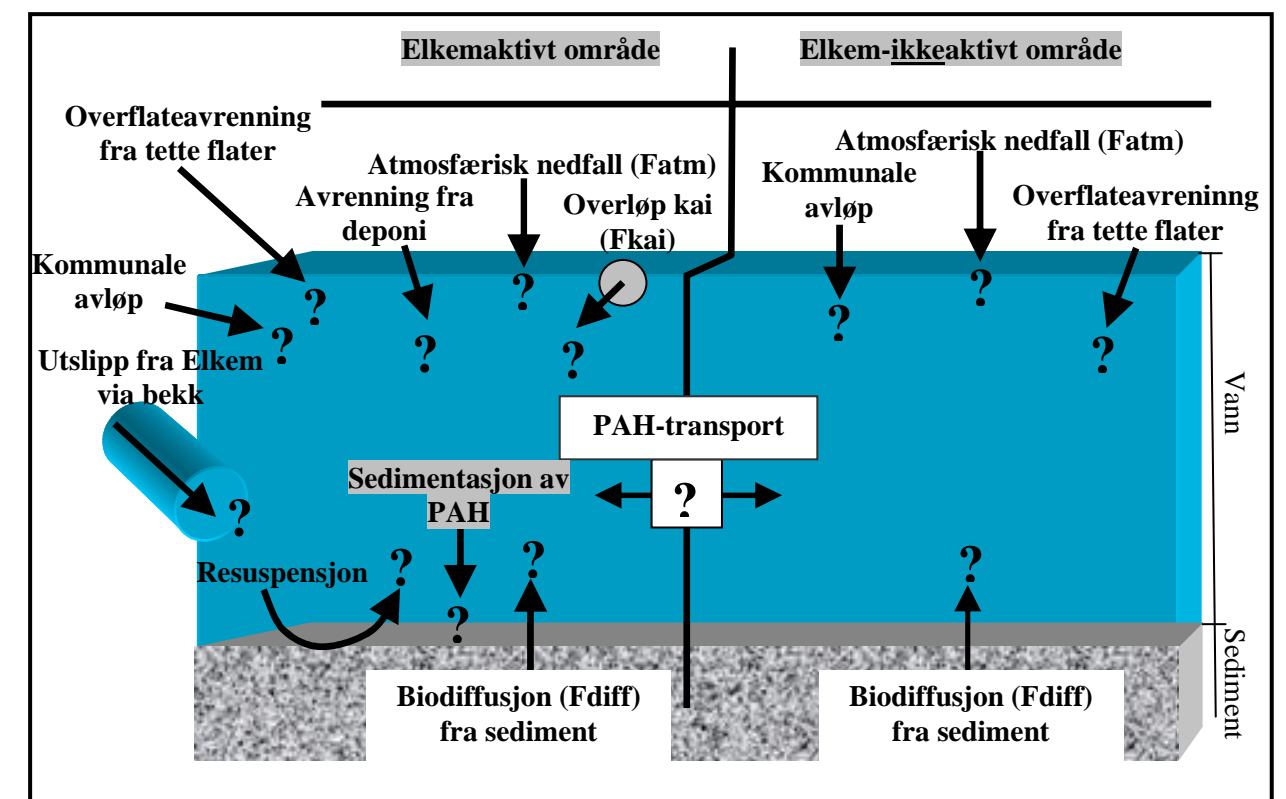




RAPPORT LNR 5042-2005

Risikovurderinger av PAH-kilder i nærområdet til Elkem i Kristiansand



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Midt-Norge

Postboks 1264 Pirsenteret
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 87 10 34 / 44
Telefax (47) 73 87 10 10

Tittel Risikovurderinger av PAH-kilder i nærområdet til Elkem i Kristiansand	Løpenr. (for bestilling) 5042-2005	Dato 15.07.2005
	Prosjektnr. Undernr. O-24204	Sider Pris 118
Forfatter(e) Anders Ruus Jarle Molvær Frode Uriansrud Kristoffer Næs	Fagområde Miljøgifter marint	Distribusjon
	Geografisk område Vest-Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Elkem AS Carbon Fiskaa	Oppdragsreferanse Johannes Tofte
--	-------------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Det er gjennomført en risikovurdering knyttet til PAH-kilder i nærområdet til Elkem i Kristiansand. Den helt dominerende kilden til spredning av PAH fra Elkems nærområde til området utenfor er direkteutslippet fra bedriften til sjøområdet. Med dagens utslippssituasjon utgjør transporten av PAH knyttet til utlekking og oppvirvling av forurensede bunnsedimenter kun noen få prosenter sammenlignet med direkteutslippet fra produksjonen ved bedriften. Selv med ny utslippskonsesjon fra 2006, vil primærutslippet være den dominerende kilden. Utlekking av PAH fra de meget sterkt forurensede sedimentene i nærområdet til Elkem har liten betydning for miljøsituasjonen i indre del av Kristiansandsfjorden som sådan. Det skyldes at direkteutslippet dominerer, nærområdet til Elkem er lite i forhold til resten av det forurensede området og at PAH er sterkt bundet til partikler. PAH fra sedimentene akkumulerer i bunnlevende organismer. Toksisitetstestene som ble benyttet, viste særlig giftighet bare av sedimentene innerst i bukta nærmere hovedkaia til bedriften. Sedimentene har dog en kvalitet som medfører at organismer opplever dem som ugunstige å leve i.</p> <p>Vurderingene basert på stedsspesifikke målinger har vist at risikoen de PAH-forurensede sedimentene representerer, er størrelsesordner lavere enn det de "almengyldige" konstantene SFTs risikoveileder gir.</p> <p>Planer for eventuelle tiltak for å begrense påvirkning fra de forurensede sedimentene må bygge på miljømål for nærområdet og for indre del av Kristiansandsfjorden som helhet. I den sammenheng må kost-/nytte-betraktninger gjennomføres.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Kristiansandsfjorden Sedimenter PAH Risikovurderinger 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Kristiansand fjord Sediments PAH Risk assessment
---	--



Kristoffer Næs
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder



Øyvind Sørensen
Ansvarlig

O-24204

**Risikovurderinger av PAH-kilder i nærområdet til
Elkem i Kristiansand**

Forord

Dette prosjektet er gjennomført på oppdrag av Elkem AS Carbon Fiskaa i henhold til opprinnelig prosjektforslag "Risikovurderinger av PAH-kilder i nærområdet til Elkem i Kristiansand.

Arbeidsprotokoller for trinn 1: Sannsynlighet for spredning (sediment, direkte utslipp og deponier) og skadelige effekter i miljøet" av 2. september 2004 senere justert i henhold til brev fra NIVA ved Kristoffer Næs til Elkem Carbon ASA av 12. november 2004.

Kontaktperson hos Elkem AS Carbon Fiskaa har vært Johannes Tofte. Prosjektet har hatt en referansegruppe bestående av Johannes Tofte og Erle Grieg Astrup (Elkem AS Shared Services-HSE) og Dag Petter Sødal (Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernavdelingen).

Fra NIVA har Jarle Molvær og Frode Uriansrud hatt ansvar for undersøkelsene knyttet til spredningsproblematikken av PAH, mens Anders Ruus har hatt ansvaret for evaluering av risiko for økosystemet. Kristoffer Næs har vært prosjektleder. Medarbeidere som har vært involvert i prosjektet er Sigurd Øxnevad, Merete Grung, Hans Christer Nilsson, Torsten Källqvist, Olav Bøyum, Hege Hansen, Hege Stubberud (Jordforsk) og Eivind Bøe (Universitetet i Oslo).

Alle takkes for innsatsen.

Oslo/Grimstad, 15. juli 2005

Kristoffer Næs

Innhold

Sammendrag	7
Summary	9
1. Bakgrunn og mål	10
1.1 Bakgrunn	10
1.2 Mål	11
2. Materiale og metoder	12
2.1 Områdebeskrivelse	12
2.1.1 Topografi	12
2.1.2 Tidligere undersøkelser	14
2.2 PAH-tilførsler	14
2.3 Om bedriften Elkem AS Carbon Fiskaa sin produksjon og utslipp av PAH til vann	15
2.3.1 Elkem AS Carbon Fiskaa sin produksjon	15
2.3.2 Konsesjon fra SFT	16
2.3.3 Intensivert reduksjon og rensing av bedriftens PAH-utslipp til vann	16
2.4 Feltarbeidet	17
2.4.1 Oversikt over skipsanløp	17
2.4.2 Innsamling av sedimentprøver	18
2.4.3 Videoundersøkelse av bunnen i Elkembukta	20
2.4.4 Undersøkelser av sedimentoppvirvling ved to skipsanløp	20
2.4.5 Målinger av sedimentasjon	23
2.4.6 Langtidsregistreringer av turbiditet og strøm	24
2.4.7 Innsamling av kontroll/referanse-sediment og organismer til bioakkumuleringstest	24
2.5 Kjemiske analyser	25
2.5.1 Analyse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i biologisk materiale	25
2.5.2 Analyse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i sedimenter	25
2.5.3 Analyse av totalt organisk karbon (TOC) og sotkarbon (BC)	25
2.5.4 Analyse av øvrige variabler	25
2.6 Metoder i hht. risikoveilederens trinn 1	26
2.7 Metoder i hht. risikoveilederens trinn 2	26
2.7.1 Risiko for spredning av forurenset sediment (Trinn 2)	26
2.7.2 Risiko for økosystemet	29
2.7.3 Homogenisering av sediment og ekstraksjon av porevann	29
2.7.4 Toksisitetstester med intakte organismer	30
2.7.5 Microtox™	31
2.7.6 Helsediment-toksisitetstest med <i>Arenicola marina</i>	31
2.7.7 Bioakkumuleringstest med <i>Nereis diversicolor</i> og <i>Hinia reticulata</i>	32
2.8 Metoder i hht. risikoveilederens trinn 3	34
2.8.1 Risiko for spredning av forurenset sediment (Trinn 3)	34

2.8.2 Atmosfærisk bidrag direkte på sjøoverflaten	36
2.8.3 Fast-fase-ekstraksjon (POM-SPE)	37
2.8.4 Bidrag fra tette flater og avløpsanlegg	39
3. Resultater	40
3.1 Grunnleggende sedimentkarakteristikk	40
3.2 Resultater i hht. risikoveilederens trinn 1	43
3.2.1 PAH-konsentrasjoner i overflatesedimentene	43
3.2.2 Algetester av porevann fra sedimenter	44
3.3 Resultater i hht. risikoveilederens trinn 2	45
3.3.1 Risiko for spredning	45
3.3.2 Risiko for økosystemet	47
3.3.3 Akutt effekt av porevann	47
3.3.4 Effekter av sediment på organismer	49
3.3.5 Bioakkumulering i sedimentlevende organismer	49
3.4 Resultater i hht. risikoveilederens trinn 3	51
3.4.1 Fast-fase-ekstraksjon (POM-SPE)	51
3.4.2 Vannmasser og vannutskiftning i bukta	54
3.4.3 PAH-transport fra sediment til vannmasser via biodiffusjon basert på målte K_d -verdier	59
3.4.4 Sedimentfeller	60
3.4.5 Transport av suspendert materiale og PAH fra Elkembukta generelt – og under skipsanløp og –avganger	61
3.4.6 Atmosfærisk bidrag	68
3.4.7 Bidrag fra tette flater og kommunalt avløp	69
4. Diskusjon	70
4.1 Risiko forbundet med spredning og transport	70
4.1.1 Avgrense nærområdet til Elkem hvorfra spredning av PAH skjer til området utenfor. Dette kalles det ”Elkem-aktive området”	70
4.1.2 Skalere spredningen av PAH fra de forurensede sedimentene i det ”Elkem-aktive området” til områdene utenfor	70
4.1.3 Skalering av spredningen av PAH fra sedimentene mot direkteutslipp fra bedriften og andre PAH-kilder i området, samt i forhold til spredning fra de PAH-forurensede sedimentene utenfor det ”Elkem-aktive området”	71
4.2 Økologisk risiko	73
4.2.1 Trinn 1 (”potensiell risiko”)	73
4.2.2 Trinn 2 (”aktuell risiko”)	73
4.2.3 Trinn 3 (”reell risiko”)	75
5. Konklusjoner	77
5.1 Risiko knyttet til sedimentene i nærområdet til Elkem i Kristiansand	77
5.1.1 Risiko forbundet med oppvirvling av forurensede sedimenter	77
5.1.2 Økologisk risiko	77
5.2 Risiko basert på stedsspesifikke målinger vurdert i forhold til sjablongmessige vurderinger	78
5.2.1 Beregning av mengde oppvirvlet sediment	78
5.2.2 Beregning av biodiffusjon (målt vs teoretisk K_d -verdi).	78
5.3 Oppsummerende kommentarer	78

6. Referanser	79
Vedlegg A. Produksjonsbeskrivelse, Elkem AS Carbon Fiskaa	82
Vedlegg B. Tørrstoff, PAH-konsentrasjoner, kornstørrelse og TOC i overflatesediment fra Fiskå (15 stasjoner)	87
Vedlegg C. Tørrstoff, kornstørrelse, PAH-konsentrasjoner, TOC og BC i sediment testet for biologiske effekter, bioakkumulering og POM-SPE	89
Vedlegg D. Testrapport, Microtox™	91
Vedlegg E. Resultattabell, <i>Arenicola</i>-test	100
Vedlegg F. Tørrstoff, fettinnhold og PAH-konsentrasjoner i <i>Nereis diversicolor</i> og <i>Hinia reticulata</i> (bioakkumulerings-test)	102
Vedlegg G. Bioakkumuleringsfaktorer (BAF) og Biota-til-sediment-akkumuleringsfaktorer (BSAF) for PAH beregnet for <i>Nereis diversicolor</i> og <i>Hinia Reticulata</i> (bioakkumulerings-test)	105
Vedlegg H. K_d-verdier (L/kg; fordelingskoeffisient sediment/vann).	108
Vedlegg I. Risikoveilederens grenseverdier for PAH i vann, samt sediment utledet ved ulike K_d-verdier (økologisk risiko)	110
Vedlegg J. BCF, Forventede biota-konsentrasjoner og faktiske, målte biota-konsentrasjoner	113
Vedlegg K. Oversikt over Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	116

Sammendrag

Bakgrunn

Det er for tiden stor nasjonal fokus på tiltak mot forurensede fjord- og havnesedimenter. I den sammenheng utarbeides det nå tiltaksplaner i 16 prioriterte områder, deriblant Kristiansandsfjorden. Indre deler av fjordområdet er sterkt forurenset av metaller, klorerte forbindelser og PAH. På grunnlag av forurensningen av klorerte forbindelser i organismer har myndighetene utstedt kostholdsråd knyttet til konsum av fisk og skalldyr fanget i området. Forurensningen av metaller og klorerte forbindelser skyldes i hovedsak utslipp fra Falconbridge Nikkelverk, mens Elkem i Kristiansand har vært en hovedkilde for tilførsler av PAH. I den sammenheng har Elkem bedt NIVA gjennomføre en risikovurdering knyttet til PAH-kilder i nærområdet til Elkem i Kristiansand.

Tiltak for å begrense effekter av forurensede sedimenter er kostnadskreven. Det er derfor viktig at betydningen av de forurensede sedimentene med hensyn på spredning og opptak og effekter i organismer, også sett i forhold til andre kilder, belyses slik at eventuelle tiltak kan være mest mulig kostnadseffektive. SFT har nylig fått utarbeidet en veileder for risikovurdering av forurensede sedimenter (www.sft.no). Her deles arbeidet i tre trinn hvor de første to bygger på bruk av allmenngyldige (sjablongmessige) konstanter for fordeling av miljøgifter mellom sedimenter og vann og for opptak i organismer. Trinn tre er mer omfattende og åpner for risikovurderinger basert på steds spesifikke målinger. Steds spesifikke målinger vil bidra til en bedre forståelse av forurensningssituasjonen som faktisk foreligger i området. I undersøkelsene i Kristiansand ønsket derfor Elkem å gjøre dette og dermed gå direkte til trinn tre i risikoveilederen. De steds spesifikke målingene er knyttet både til spredningsproblematikken, skaleringen av betydningen av sedimentene i nærområdet til bedriften i forhold til andre deler av fjordområdet og undersøkelser knyttet til skadelige effekter på organismer/økosystemet. Arbeidet vil derfor både representere det som er nødvendig for en generell risikovurdering av forurensede sedimenter og gi informasjon som er spesifikk for PAH. Slik sett har Elkem ønsket å utvide ambisjonsnivået og arbeidet vil kunne bidra til den videre utviklingen av risikoveilederen generelt.

Veilederen for risikovurdering av forurenset sediment inkluderer en vurdering knyttet til human helse via eksponering for inntak av vann og sediment. Risiko for human helse vurderes ut fra hvordan et område brukes: Rekreasjon, fangst av fisk og skalldyr, osv. Ettersom det aktuelle området må betegnes som et industriområde, vil aktuell eksponeringsvei for mennesker kun være inntak (konsum) av fisk og skalldyr. Det foreligger allerede kostholdsråd for området og risiko for human helse er ikke vurdert i foreliggende rapport. Dette må eventuelt evalueres separat, basert på egnete data.

Mål

Arbeidet med risikovurderingene omfatter åtte målområder som henger logisk sammen, nemlig:

1. Avgrense nærområdet til Elkem hvor særlig kaiaktiviteter medfører spredning av sedimenttilknyttet PAH til området utenfor. Dette kalles det "Elkem-aktive området".
2. Sammenligne spredningen av PAH fra de forurensede sedimentene innenfor det "Elkem-aktive området" med spredningen fra de PAH-forurensede sedimentene i området utenfor.
3. Sammenligne viktigheten av PAH fra sedimentene som kilde i forhold til direkteutslipp fra bedriften og andre mulige kilder både i "Elkem-aktive området" og området utenfor, m.a.o. etablere stoffbudsjett for PAH i de to områdene.
4. Etablere prinsippene for den biologiske risikovurderingen
5. Gjennomføre risikovurderingene (spredningsmessig og biologisk)
6. Etablere miljømål
7. Vurdere tiltakalternativer med kost/nytte-vurderinger
8. Utarbeide tiltaksplan

Undersøkelsene som rapporteres her omfatter målene 1 til og med 5.

Hovedkonklusjoner

Hovedkonklusjonene fra undersøkelsene er:

- Nærområdet til Elkem (=”Elkem-aktive området”) hvorfra spredning av oppvirvlede bunnsedimenter i hovedsak vil skje, er avgrenset til 20-meters dybdekote rundt fabrikkområdet.
- Bedriftens direkteutslipp til vann er for 2005 regulert av en konsesjon på 240 kg PAH. Basert på dette direkteutslippet og størrelsen på de andre PAH-kildene, viser stoffbudsjettene at spredningen av PAH fra det ”Elkem-aktive” området til arealet utenfor (Fiskåbukta), er i størrelsesorden 50-150 kg PAH for 2005. Det resterende (40-80 %) sedimenterer innenfor det ”Elkem-aktive” området.
- Den helt dominerende kilden til spredning av PAH fra Elkem til området utenfor er direkteutslippet fra bedriften til sjø. I dagens situasjon utgjør for eksempel utlekking og oppvirvling av forurensede bunnsedimenter kun noen få prosent av direkteutslippene. Selv med ny utslippskonsesjon fra 2006 på 20 kg PAH pr. år, vil primærutslippet være den dominerende kilden.
- Utlekking av PAH fra de meget sterkt forurensede sedimentene i det ”Elkem-aktive”området har liten betydning for miljøsituasjonen i indre del av Kristiansandsfjorden som sådan. Dette skyldes at direkteutslippet dominerer, det ”Elkem-aktive”området er lite i forhold til resten og at PAH er sterkt bundet til partikler.
- PAH fra sedimentene akkumulerer i bunnlevende organismer. Toksisitetstestene som ble benyttet viste særlig giftighet bare av sedimentene innerst i bukta i det ”Elkem-aktive”området nær hovedkaia. Sedimentene i området har dog en miljømessig kvalitet som medfører at organismer opplever dem som ugunstige å leve i. Det indikerer at dyrelivet blir påvirket, som også er vist tidligere. Akkumuleringen av PAH i sedimentlevende organismer medfører at organismer høyere i næringskjeden (hovedsaklig fisk) som beiter på bunndyr, eksponeres for PAH fra sedimentene (og negative effekter på disse kan ikke utelukkes). Noen ytterligere eksponering av topp-predatorer er imidlertid usannsynlig, ettersom det er kjent at fisk har en evne til å omdanne og skille ut PAH-forbindelser.
- Vurderingene basert på stedsspesifikke målinger har vist at risikoen som de PAH-forurensede sedimentene representerer, er størrelsesorden lavere enn det ”sjablongverdiene” i SFTs risikoveileder gir. Det er dermed vist at risikoveilederen er meget konservativ når den anvendes på dette området. Det er sannsynlig at den vil være konservativ i forhold til forbrenningsrelatert PAH generelt, og at risikovurderinger av sedimenter forurensset med denne type PAH oftest må omfatte en trinn 3-evaluering.

Planer for eventuelle tiltak for å begrense påvirkning fra de forurensede sedimentene må bygge på miljømål for nærområdet og for indre del av Kristiansandsfjorden som helhet. I den sammenheng må kost-/nytte-betraktninger gjennomføres.

Summary

Title: Risk assessment of PAH sources in the vicinity of Elkem in Kristiansand

Year: 2005

Author: Anders Ruus, Jarle Molvær, Frode Uriansrud and Kristoffer Næs

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4744-0

At present there is a strong national focus on the need for remedial actions against contaminated harbour sediments and action plans are under development in 16 prioritised areas, among them the Kristiansand fjord, South Norway. The Kristiansand fjord and harbour areas are heavily contaminated by metals and chlorinated compound from a nickel plant and by PAHs from the Elkem facility in Kristiansand.

A risk assessment focusing on the different sources of PAHs is performed. In the assessment the importance of the fluxes within and from the area near the Elkem facility are related to fluxes in the harbour areas as such. The dominating source of PAHs is direct emissions from the Elkem plant to the watermasses. The fluxes related to atmospheric deposition, urban run-off, sediment diffusion and resuspension are all minor compared to the direct discharges.

The sediment-bound PAHs are bioavailable, but toxicity tests showed limited toxicity.

The evaluations based on site-specific measurements and coefficients showed that the calculated risk imposed by the contaminated sediments was far lower than (when basing the assessment on) literature values. This points to the importance of site-specific measurements in risk assessments.

Possible remedial actions should be based on environmental goals for the near-facility area as well as for the whole harbour. To that end, cost-benefit analysis should be preformed.

1. Bakgrunn og mål

1.1 Bakgrunn

Det er fortiden stor nasjonal fokus på tiltak mot forurensede fjord- og havnesedimenter. I den sammenheng utarbeides det nå tiltaksplaner i 16 prioriterte områder, deriblant Kristiansandsfjorden. Indre deler av fjordområdet er sterkt forurenset av metaller, klorerte forbindelser og PAH. På grunnlag av forurensningen av klorerte forbindelser i organismer har myndighetene utstedt kostholdsråd knyttet til konsum av fisk og skalldyr fanget i området. Rådet lyder som følger:

Forurensning: Klororganiske forbindelser, spesielt dioksiner og PCB, men også andre.

Sist vurdert: 2000.

Råd:

- Det er frarådet å spise all fisk og skalldyr (krabber, reker, skjell) fra området innefor yttersiden av Odderøya - Dybingen - Bragdøya og Andøya. Lokalt gitt omsetningsforbud for torsk fanget innenfor Dvergsøya - Flekkerøya skal sløydes før den omsettes. Konsum av torskelever fra samme område frarådes.
- Topdalsfjorden, Kristiansand: Konsum av lever fra fisk fanget i Marvika frarådes.

Forurensningen av metaller og klorerte forbindelser skyldes i hovedsak utslipp fra Falconbridge Nikkelverk, mens Elkem i Kristiansand har vært en hovedkilde for tilførsler av PAH.

Tiltak for å begrense effekter av forurensede sedimenter er kostnadskrevenende. Det er derfor viktig at betydningen av de forurensede sedimentene med hensyn på spredning, samt akkumulering og effekter i organismer, også sett i forhold til andre kilder, belyses slik at eventuelle tiltak kan være mest mulig kostnadseffektive. I denne forbindelse ble det holdt et møte den 18.02.04 mellom Elkem Carbon og SFT på bedriften, og med senere drøftelser dem i mellom, hvoretter det ble besluttet at Elkem skulle utarbeide en plan for risikovurdering av PAH-forurensede sedimenter i nærområdet til bedriften. SFTs endelige referat fra møtet er datert 18.05.04. Her kommenterer SFT "Plan for arbeid knyttet til risikovurderinger av PAH ved Elkem Kristiansand", og skriver at "SFT slutter seg i hovedsak til forslagene i den fremlagte plan for risikovurderingen". Risikovurderingen skal belyse spredningsproblematikk av PAH samt risiko for skadelige effekter på økosystemet. Elkem har engasjert NIVA til å være faglig ansvarlig i utarbeidelsen av en slik plan og bistå bedriften i dette arbeidet.

SFT har nylig fått utarbeidet en veileder for risikovurdering av forurensede sedimenter (www.sft.no). Her deles arbeidet inn i tre trinn. Trinn 1 skal raskt skille områder med ubetydelig risiko fra de som bør vurderes videre. Trinn 2 er mer omfattende og inneholder vurderinger knyttet til risiko for spredning, risiko for human helse og risiko for økosystemet. I trinn 1 og 2 inngår det sjablongmessige konstanter. I trinn 3 åpnes det derfor for stedsspesifikke målinger. Vi mener det er nødvendig med stedsspesifikke målinger for å få et realistisk bilde av risikoen knyttet til forurensede sedimenter. I undersøkelsene i Kristiansand ønsket derfor Elkem å gjøre dette og dermed gå direkte til trinn 3 i risikoveilederen. Der stedsspesifikke målinger er knyttet både til spredningsproblematikken, skaleringen av betydningen av sedimentene i nærområdet til bedriften i forhold til andre deler av fjordområdet og undersøkelsene knyttet til skadelige effekter på organismer. Arbeidet vil derfor både representere det som er nødvendig for en generell risikovurdering av forurensede sedimenter og gi informasjon som er spesifikk for PAH. Slik sett har Elkem ønsket å utvide ambisjonsnivået og arbeidet vil kunne bidra i den videre utviklingen av risikoveilederen generelt.

Veilederen for risikovurdering av forurenset sediment legger opp til en vurdering knyttet til human helse via eksponering for inntak av vann og sediment. Dette er ikke evaluert for det begrensede området som undersøkes i foreliggende rapport (se Kap. 2.7).

1.2 Mål

Arbeidet med risikovurderingene for Elkembukta omfatter åtte punkter som i rekkefølge henger logisk sammen:

1. *Avgrense nærområdet til Elkem hvorfra spredning av PAH skjer til området utenfor. Dette kalles det "Elkem-aktive området".*
2. *Skalere spredningen av PAH fra de forurensede områdene innenfor det "Elkem-aktive området" til området utenfor.*
3. *Skalere spredningen av PAH fra sedimentene mot direkteutslipp fra bedriften og avrenning fra gamle deponi samt i forhold til spredning fra de PAH-forurensede sedimentene utenfor det "Elkem-aktive området".*
4. *Etablere prinsippene for den biologiske risikovurderingen*
5. *Gjennomføre risikovurderingene (spredningsmessig og biologisk)*
6. *Etablere miljømål*
7. *Vurdere tiltaksalternativer med kost-/nytte-vurderinger*
8. *Utarbeide tiltaksplan*

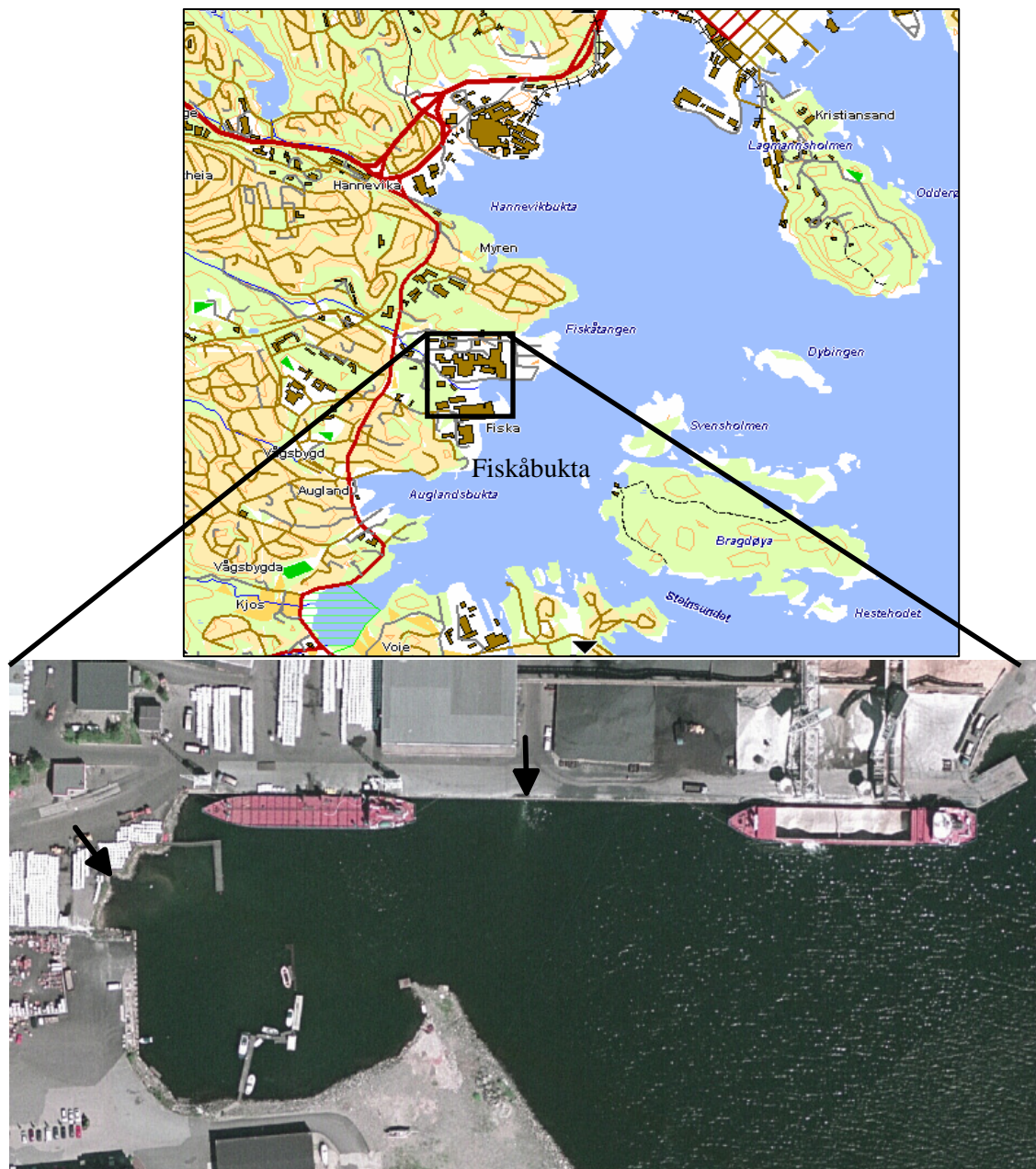
Undersøkelsene som rapporteres her omfatter målene 1 til og med 5.

2. Materiale og metoder

2.1 Områdebeskrivelse

2.1.1 Topografi

Det undersøkte området (heretter kalt Elkembukta) ligger i Fiskåbukta i Kristiansandsfjorden (**Figur 1**). Dypet varierer fra 2-3 meter innerst til ca. 40 meter ut mot Fiskåbukta. Fiskåbekken munner ut innerst i Elkembukta.



Figur 1. Flyfoto av Elkembukta. Utløpet av Fiskåbekken og utslippet av overvann på hovedkaia er markert med svarte piler. Figurens øvre halvdel viser Vesterhavn og Fiskåbukta. Elkembukta er der merket med kvadrat.

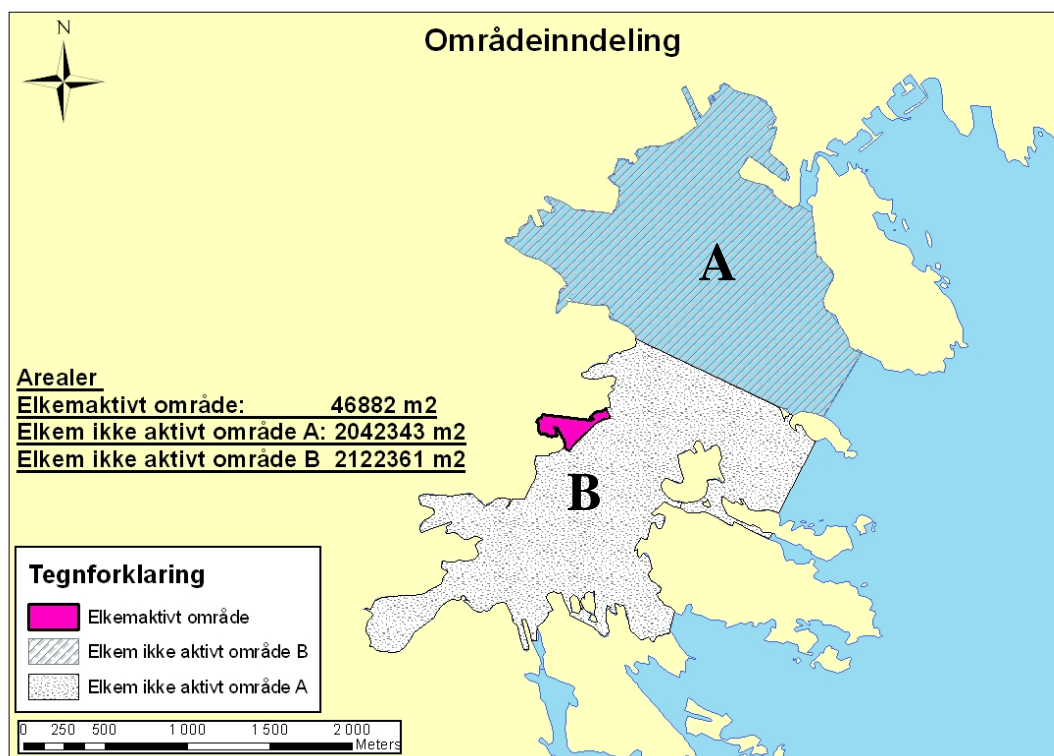
Regnet fra Fiskåbekkens utløp til østre ende av hovedkaia er distansen ca. 300 m. Den innerste 3-delen er grunn, med 3-6 m som typisk dyp. Videre østover mot Fiskåbukta øker dypet gradvis til ca. 20 m sør for hovedkaias østre ende. Arealet innenfor 20m-koten er ca. 50.000 m² og volumet ca. 350.000 m³ (**Tabell 1**).

Tabell 1. Arealer og volumer av Elkembukta innenfor 20-m koten. Volumet er oppgitt under det angitte dyp.

Dyp, m	Areal, m ²	Volum, 10 m ³
0	50.000	350.000
5	45.000	113.000
10	20.000	50.000
15	10.000	25.000
20	0	0

Det avgjørende spørsmålet i forbindelse med den risiko som de PAH-forurensede sedimentene i nærområdet til Elkem måtte representere, er om de utgjør en viktig forurensningskilde sett i forhold til andre kilder for PAH i området. I den sammenheng er det nødvendig å definere det området hvor aktiviteter ved Elkem resulterer i en betydelig spredning av PAH til resten av fjordsystemet, enten fra direkte utslipp, avrenning fra gamle deponi eller gjennom oppvirvling av forurensede bunnsedimenter. Dette området er betegnet "**det Elkem-aktive området**" videre i teksten. Med spredning i denne sammenheng menes både punktutslipp, avrenning fra gamle deponi og spredning som følge av fysiske, kjemiske og biologiske prosesser i sedimentene.

For å kunne sammenligne spredningen av PAH fra det Elkem-aktive området med spredningen fra de PAH-forurensede bunnsedimenter utenfor det Elkem-aktive området, er det definert to ytre områder (**Figur 2**).



Figur 2. Generell områdeinndeling.

2.1.2 Tidligere undersøkelser

Betydelig forurensning av PAH i Kristiansandsfjorden ble påvist ved basisundersøkelsen i 1983 (Næs, 1985). Det ble klart allerede ved denne undersøkelsen at hovedkilden til forurensningen var Elkem i Kristiansand. Undersøkelsen omfattet PAH både i bunnsedimenter og i organismer. Etter 1983 har det vært foretatt undersøkelser av PAH i bunnsedimenter ved Fiskå i 1991 (Næs, 1992), 1996 (Knutzen et al. 1998), 2001 (Næs 2001, Næs & Rygg 2001, Stoveland Consult 2001) og 2003 (Næs et al. 2003). De mest omfattende undersøkelsene ble foretatt i 1991 (8 stasjoner) og 2001 (45 stasjoner). Undersøkelsen i 2001 omfattet større deler av Kristiansandsfjorden og inkluderte en detaljert kartlegging av PAH utenfor Hannevika og i Kristiansands havneområde (Næs & Rygg 2001).

I 1991 og 1996 ble det tatt parallelle prøver (replikater) på en stasjon i Fiskåbukta for å beregne variansen ved prøvetakingen. Dette er en vesentlig informasjon for å kunne fastslå endringer i tid på overvåkingsstasjoner. Ved flere undersøkelser har det også vært analysert dypsnitt i sedimentet for å beskrive vertikalfordeling av PAH i bunnsedimentet. I utgangspunktet vil vertikalfordelingen gjenspeile en historisk utvikling i tilførsler, men mønsteret kan forstyrres eller brytes ned ved naturlige organismers graveaktivitet (bioturbasjon) eller ved fysisk oppvirvling av overflatesediment, f.eks. ved propellstrøm fra skip. Presis tolkning av dypsnitt forutsetter at sedimentene er uforstyrret og gradvis bygges opp ved jevn partikkelavsetning.

I 2001 ble det gitt en samlet karakterisering av miljøgifttilstanden i Kristiansandsfjorden som ledd i utarbeidelsen av en tiltaksplan for Kristiansandsfjorden (Næs og Rygg, 2001). Her ble et to-tall stasjoner prøvetatt og analysert for bl.a. Ni, HCB, PCB og PAH. Nylig er det laget en samlet vurdering av risikoaspekter ved forurensede sedimenter med utgangspunkt i tilstanden i Kristiansandsfjorden (Skei et al. 2002). I denne vurderingen blir det antydnet at PAH i Fiskåbukta hadde 'fersk' karakter og kunne komme fra kilder som ikke er kjente.

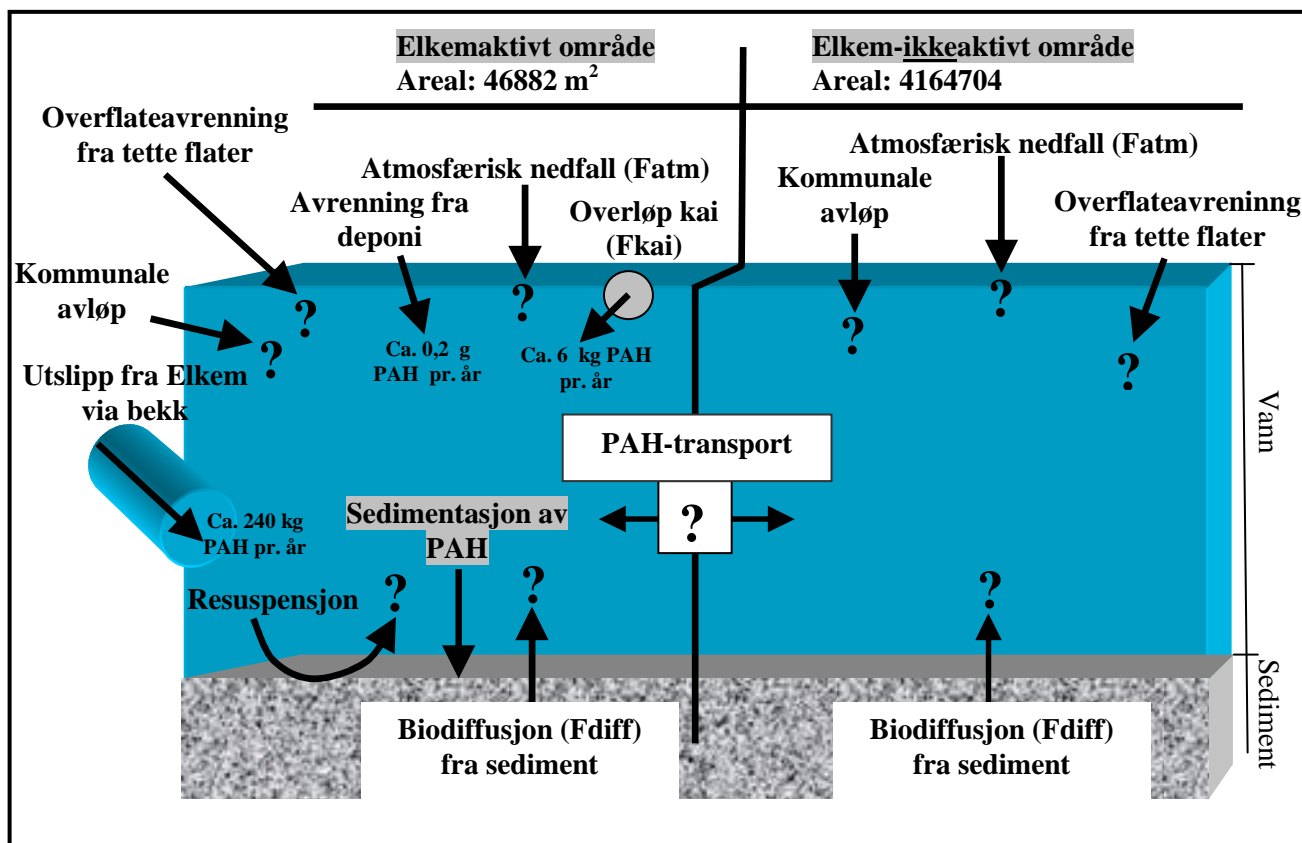
Dypsnitt analysert fra sedimentkjerner tatt nær Elkem i Kristiansand har indikert at konsentrasjonene var høye ned til 15-20 cm dyp i sedimentet. Blydateringer gjort på en kjerne fra ytre del av Elkembukta (Næs et al. 2003) har vist at det akkumulerer mellom 950 og 625 g sediment per m² per år. Resultatene tyder også på at det er en lavere akkumulasjonsrate i de øvre 2 cm (1997 til 2001).

2.2 PAH-tilførsler

Det er tidligere utført beregninger over hvor mye PAH som tilføres Elkembukta. Næs et al. (2003) har beregnet en årlig tilførsel av PAH til sjøområdet via Fiskåbekken til ca. 600 kg sum PAH₁₆ (spenn 92-1353 kg) eller ca. 200 kg PAH målt som Borneff-6 (spenn 28-486 kg). En så stor usikkerhet mht. størrelse og variasjoner i tid gjør det vanskelig å sette opp et stoffbudsjett for området, eller se målinger av sedimentasjon eller av konsentrasjoner i vannmassen i forhold til utslippet. Opplysninger fra bedriften tyder på at utslippene i første halvår 2005 tilsvarte omkring 240 kg PAH/år. Fra januar 2006 har bedriften konsesjon til å slippe ut 20 kg PAH₁₆/år.

I tillegg til utløpet via bekken er det beregnet at det slippes ut ca. 6 kg PAH per år via kjølevannutløpet midt på hovedkaien (Næs et al. 2003). Transporten av PAH via grunnvannstrøm fra Lusebuktdenoniet og til Elkembukta er beregnet til å være 0,2 g per år (Sørli et al. 2004).

En oppsummering av kjente tilførsler i det Elkem-aktive området er vist i **Figur 3**. Figuren gir også en oversikt over spredningsveiene som ønskes kvantifisert i forbindelse med fysisk spredning av PAH fra det Elkem-aktive området og som brukes til å sammenligne fluksene i det Elkem-aktive og Elkem-ikkeaktive området.



Figur 3. Oppsummering av kjente tilførsler i det Elkem-aktive området og prosesser som skal kvantifiseres i forbindelse med tilførsler og spredning.

2.3 Om bedriften Elkem AS Carbon Fiskaa sin produksjon og utslipp av PAH til vann

2.3.1 Elkem AS Carbon Fiskaa sin produksjon

Bedriften har ca. 70 ansatte (2004) og produserer Søderberg elektrode- og kaldstampemasse på tilsammen 126.000 tonn pr. år. Den produserer også kalsinerte carbonprodukter, (hovedsakelig kalsinert anthrasitt, men også rå petrolkoks er blitt kalsinert de siste årene), i alt 100.000 tonn pr. år fordelt på 13 ovner.

Anthrasitt er et derivat av kull og inneholder 91,5 % carbon. Elektrodemasseproduktene inneholder ca. 15 – 20 % bindemiddel (HC coal tar pitch) som er kilden til PAH.

En detaljert produksjonsbeskrivelse finnes i Vedlegg A til bedriftens konsesjonssøknad med tilhørende flytskjema (se Vedlegg A) og hvor utslippene i flytskjemaet er påført nr. som kan gjenfinnes i teksten for produksjonsprosessen.

Overgang til smelting av importert fastbek med høyt mykningspunkt i stedet for flytende bek, vurderes for å redusere driftskostnader og sikre inntjening og arbeidsplasser. Anlegget var planlagt ferdigstilt og i drift i 2005 (notat til SFT av 200404), men disse planene er nå lagt på is.

2.3.2 Konsesjon fra SFT

Bedriften har i alle år siden produksjonen startet (i 1919) hatt utslipp av PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) til luft og vann.

Konsesjonen (utslippstillatelsen) fra 150794 ble revidert i løpet av 2004/2005 og bedriften fikk ny konsesjon av SFT gjeldende fra 010305.

Utslippsbegrensningene på PAH til luft (sum av gassformige og partikulært bundne PAH₁₆ (norsk standard) ble satt til 400 kg/år, målt som 12 mnd. glidende middel.

Når det gjelder utslipp av PAH til vann, så har disse utslippene tradisjonelt vært knyttet til utslippspunktene (7), (8) og (9), betegnet henholdsvis "Kjølevann til sjø", "Vann til sjø" fra "settletank/partikkelutskiller" og "oljeutskiller" og som illustrert i flytskjemaet "Elkem Carbon Fiskaa" (se Vedlegg A).

Denne reviderte konsesjonen fra SFT satte følgende begrensninger for utslipp av PAH i kjølevann og annet avløpsvann fra prosessene og produksjonslokalene:

Utslippskomponent	Utslippsmengde	Gyldighet
PAH ₁₆ *	20 kg/måned	01.03. – 31.12.05
PAH ₁₆ *	20 kg/år**	fra 01.01.06

Anmerkning:

* Sum av oppløst og partikkelbundet PAH (norsk standard). (Borneff 6 ble også foreslått for SFT, og bør også kvantifiseres, samt utslippet av lettere torings hydrocarboner slik at bedriften har god kontroll også m.h.p. disse utslipp).

** Gjelder samlet, glidende utslipp fra de siste 12 mnd.

2.3.3 Intensivert reduksjon og rensing av bedriftens PAH-utslipp til vann

I 2003 ble bedriftens arbeid med å kvantifisere og å redusere utslippene av PAH til vann intensivert (Næs et al. 2003).

For årene 2004 og 2005 lanserte bedriften et eget PAH-renseprosjekt (Prosjektleder John Fors) for å redusere punktutslipp av PAH fra selve produksjonen, samt sikre en bedre styring og kontroll med volumet av de vannstrømmer som risikerer forurensning med PAH fra punktutslippene.

Kildene til PAH-utslippene i vann ble lokalisert til kjølevannet (sprayingen) i sprettehallen (produksjonshallen hvor elektrodemassen overrisles med vann og avkjøles/stivner i former som senere fjernes/"sprettes" av), fra kjølevannet fra brikettvalsen og som har vært i kontakt med elektrodemassebrikettene samt avrenning av overflatevann fra bedriftsområdet.

I fase 2 av dette PAH-renseprosjektet skal det installeres en ny brikettekstruder (etter mal fra Elkem AS Carbons anlegg i Brasil) og alt kjølevann resirkuleres og renses for PAH i lukket sløyfe. Kjølevannet fra sprettevannet skal også resirkuleres, og et nytt settlingsbasseng for partikler (som vil være PAH-holdige) etableres.

Spørsmålet om akkumulering av "ekte løst PAH" i et slikt lukket system, vil dels bli løst ved at anlegget vil måtte ha en mindre "bleeding", d.v.s. et mindre PAH-utslipp til vann. Bedriftens prosjektleder mener at man etter en viss tids drift av dette nye anlegget, ved å ta PAH-målinger i forskjellige driftssituasjoner, vil være i stand til å ha nok data for å kunne dimensjonere et PAH-renseanlegg for "den løste PAH". Dette kan være med sand, med aktivt carbon eller v.h.a. biologisk rensing. "Ekte løst PAH" i "søster-anlegget" i Brasil, hvor det jo er vesentlig høyere lufttemperatur enn i Kristiansand, er så langt ikke kvantifisert.

2.4 Feltarbeidet

Feltarbeidet ble gjennomført i tidsrommet fra 29/11-04 til 8/3-05. Båten som ble benyttet var "Negro" tilhørende Norske Levende Skjell og Skalldyr DA, Kristiansand. På grunn av instrumenthavari i november-desember 2004 ble deler av undersøkelsen gjentatt i februar-mars 2005. **Tabell 2** gir en oversikt over tidspunktene for de ulike undersøkelsene. En nærmere beskrivelse av den enkelte undersøkelsen er gitt i de etterfølgende delkapitlene.

Tabell 2. Oversikt over tidspunktene for de ulike undersøkelsene.

Undersøkelse		Antall stasjoner	Måleperiode
Sedimentprøvetaking	Miljøgifter	18	29/11-04
	Organismetester	6	29/11-04
Videoundersøkelse av bunnen		3 linjer	15/12-04
CTD-profiler av turbiditet	Intensivundersøkelse 1 + vannprøver	11	29/11-04
	Intensivundersøkelse 2 + vannprøver	14	15/12-04
	Ordinære profiler	5	21/2-05
	Ordinære profiler	12	8/3-05
Sedimentfeller	Sedimentfelle 1	1	29/11-04 --15/12-04
	Sedimentfelle 2	1	29/11-04 --15/12-04
	Sedimentfelle 3	1	21/2-05--8/3-05
	Sedimentfelle 4	1	21/2-05 -- 8/3-05
Strømmålinger (RCM9)	RCM9-A	1	29/11-04 --15/12-04
	RCM9-B	1	21/2-05 -- 8/3-05
Strømmålinger (RDCP)	RDCP	1	21/2-05 -- 8/3-05

2.4.1 Oversikt over skipsanløp

Ved Elkems hovedkai anløper jevnlig skip av størrelse 1000-6000 tonn. Oftest ligger skipene ved kaias midtre og østre deler, men ved enkelte anløp ligger skipene helt framme ved kaias vestre ende (jfr. **Figur 1**). Man forventer at oppvirvling og spredning av forurensede sedimenter i hovedsak skjer pga. propelleffekten i forbindelse med skipsankomst og skipsavganger. I denne sammenheng er det viktig å observere at skipene ligger med baugen vestover. Det betyr at propellstrømmen med oppvirvlede bunnsedimenter går vestover – innover i bukta - både ved ankomst og ved avgang, fordi oppvirvling skjer når skipet setter maskinen i bakk.

Målinger og prøvetaking ble utført i to omganger: november-desember 2004 og februar-mars 2005. Skipsankomstene og -avgangene i disse to tidsrommene er vist i **Tabell 3-Tabell 4**. Opplysningene stammer fra Elkems kaikontor og fra skipsmegleren. For vurderinger av oppvirvling og spredning er tonnasjen, plass ved kai og tidspunktene for ankomst og avgang av spesiell interesse.

Tabell 3. Skipsankomster og –avganger i tidsrommet 29.11-15.12.2004.

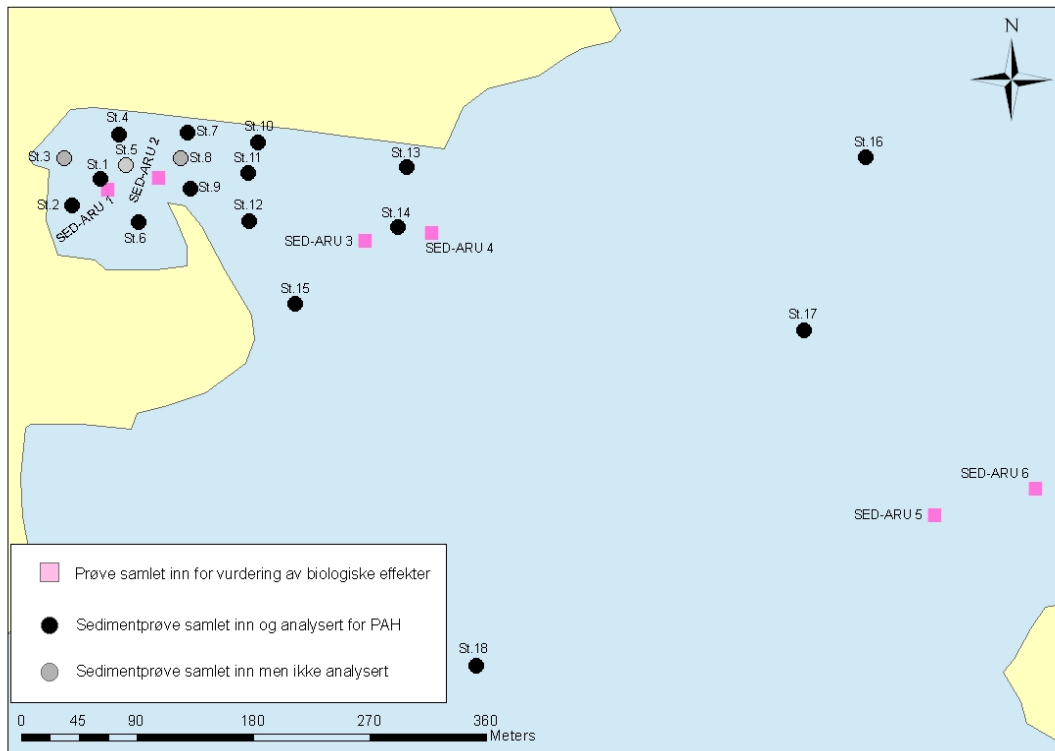
Skip	Tonnasje	Ankomst	Tonnasje vare	Plass ved kai	Avgang	Kommentar
Ostzee				Vestre halvdel	29.11. ca. 20:00	Relativt liten, ca. 1200 tonn?
Livarden	1626	29.11. 20:15	Lasting	Vestre halvdel, helt framme	1.12. 16:20	Forflytning, etter først å ha lagt til ved østre halvdel.
Wilson Waal	1857	1.12. 00:10	1434	Østre/midtre halvdel	1.12. 14:30	
Bison/Zeus		2.12. 12:00	4593	Vestre halvdel	4.12.	Mangler tid for avgang. NB! Slepebåt
Wilson Sky	4263	3.12. 14:40	3951	Østre/midtre halvdel		Mangler tid for avgang.
Wilson Marin	5845	8.12. 14:50	5425	Østre/midtre halvdel	9.12. 22:15	
Elvita	1295	8.12. 21:00	1168	Vestre halvdel, helt framme	9.12. 22:20	
Bison/Zeus		11.12. 13:00	4393	Vestre halvdel		Obs. ved kai den 15.12
Wilson Blyth	3706	15.12. 08:00	3086	Østre/midtre halvdel		

Tabell 4. Skipsankomster og –avganger i tidsrommet 21.2-8.3.2005.

Skip	Ank., fra kaikontor	Ank., fra megler	Avg., fra kaikontor	Avg., fra megler	Plass ved kai
Lekter Bison	21.2 09:00	09:00	24.2 15:00	23:00	Midtre-østre del
Tug Amon (Taubåt)	22.2 09:00		24.2 15:01		Midtre-østre del
Wilson Rhin	25.2 01:00	01:00	25.2 15:00	15:30	Midtre-østre del
Wilson Rye	28.2 23:15	23:15	03.3 15:45	15:45	Midtre-østre del
Wani Pride	01.3 07:00	07:00	03.3 21:xx	23:30	Midtre-østre del
Fundo	03.3 16:00	17:05	04.3 13:15	13:10	Midtre-østre del
Livarden	03.3 14:00	13:30	04.3 xx:xx	18:15	Vestre del
Norvik	05.3 xx:xx	05:30		12:25	Vestre del
Glenstar	08.3 xx:xx	04:55	08.3 11:30	11:35	Midtre-østre del

2.4.2 Innsamling av sedimentprøver

Innsamling av sedimentprøver for kjemiske analyser og biologiske tester ble gjort 29/11-04. 18 sedimentoverflateprøver (0-2 cm, **Figur 4** og **Tabell 5**) for analyse av PAH₁₆, kornfordeling og tørrstoff ble samlet inn med håndholdt 0,0025 m² Van Veen grabb, mens 6 sedimentprøver til biologiske tester ble samlet inn med en tyngre 0,1 m² Van Veen grabb.



Figur 4. Oversikt over sedimentstasjoner prøvetatt i Elkembukta i 2004. For pos. og dyp se **Tabell 5**.

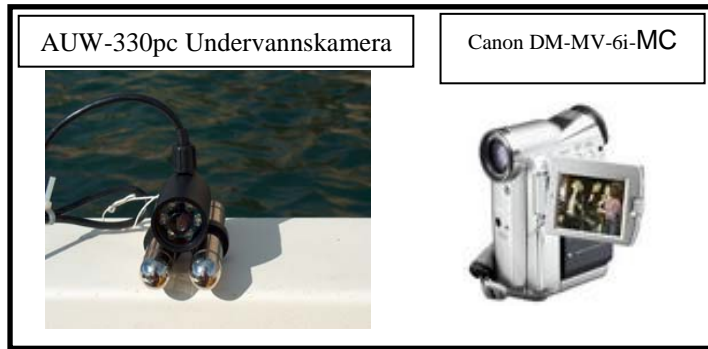
Tabell 5. Oversikt over posisjoner, dyp og dato for prøvetatte sedimentstasjoner.

Stasjon	Nord	Øst	Dyp (m)	Prøvetatt (dato)
SED-ARU-1*	58°07.516	7°58.302	3	30.11.2004
SED-ARU-2*	58°07.523	7°58.341	5	30.11.2004
SED-ARU-3*	58°07.506	7°58.507	19	30.11.2004
SED-ARU-4*	58°07.512	7°58.559	21	30.11.2004
SED-ARU-5*	58°07.418	7°58.975	17	30.11.2004
SED-ARU-6*	58°07.433	7°59.051	12	30.11.2004
St.1	58°07.52	7°58.295	3	30.11.2004
St.2	58°07.508	7°58.275	4	30.11.2004
St.3	58°07.527	7°58.265	3	30.11.2004
St.4	58°07.539	7°58.306	10	30.11.2004
St.5	58°07.527	7°58.314	5	30.11.2004
St.6	58°07.504	7°58.328	4	30.11.2004
St.7	58°07.543	7°58.359	10	30.11.2004
St.8	58°07.532	7°58.356	10	30.11.2004
St.9	58°07.52	7°58.366	8	30.11.2004
St.10	58°07.542	7°58.415	12	30.11.2004
St.11	58°07.529	7°58.410	12	30.11.2004
St.12	58°07.509	7°58.415	12	30.11.2004
St.13	58°07.538	7°58.533	16	30.11.2004
St.14	58°07.513	7°58.531	20	30.11.2004
St.15	58°07.477	7°58.457	17	30.11.2004
St.16	58°07.562	7°58.891	32	30.11.2004
St.17	58°07.488	7°58.857	29	30.11.2004
St.18	58°07.336	7°58.628	26	30.11.2004

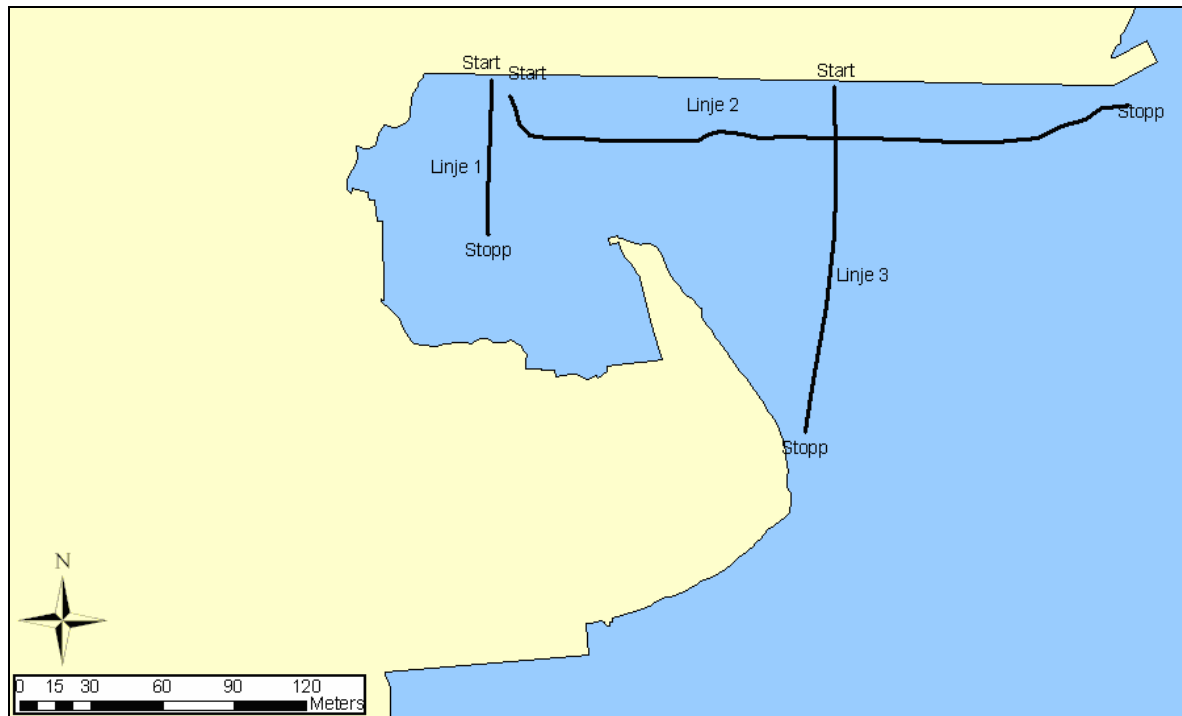
* Sedimentprøver til evaluering av risiko for økosystemet. Stasjonene er heretter omtalt som "Fiskå1"- "Fiskå6".

2.4.3 Videundersøkelse av bunnen i Elkembukta

Overflatesedimentene ble undersøkt med et undervannskamera (AUW-330pc, fargekamera med lysdioder). Kameraet ble koblet til et Canon digitalt videokamera (Canon DM-MV-6i-MC) for å kunne lagre bildene (**Figur 5**). Undervannskameraet ble senket ned til sjøbunnen og slept langs bunnen etter båten for å registrere forskjellige sedimenttyper. Det ble kjørt to tverrsnitt og en lengdeprofil med undervannskameraet (**Figur 6**).



Figur 5. Utstyret benyttet til videoinspeksjon av sedimentoverflaten.

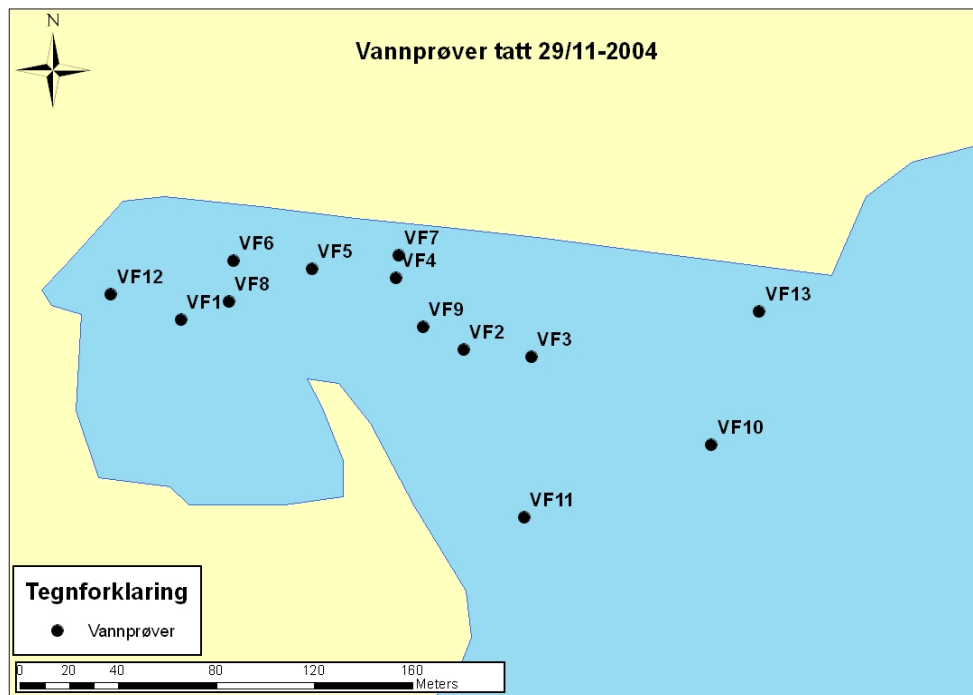


Figur 6. Undersøkte transekter med undervannskamera.

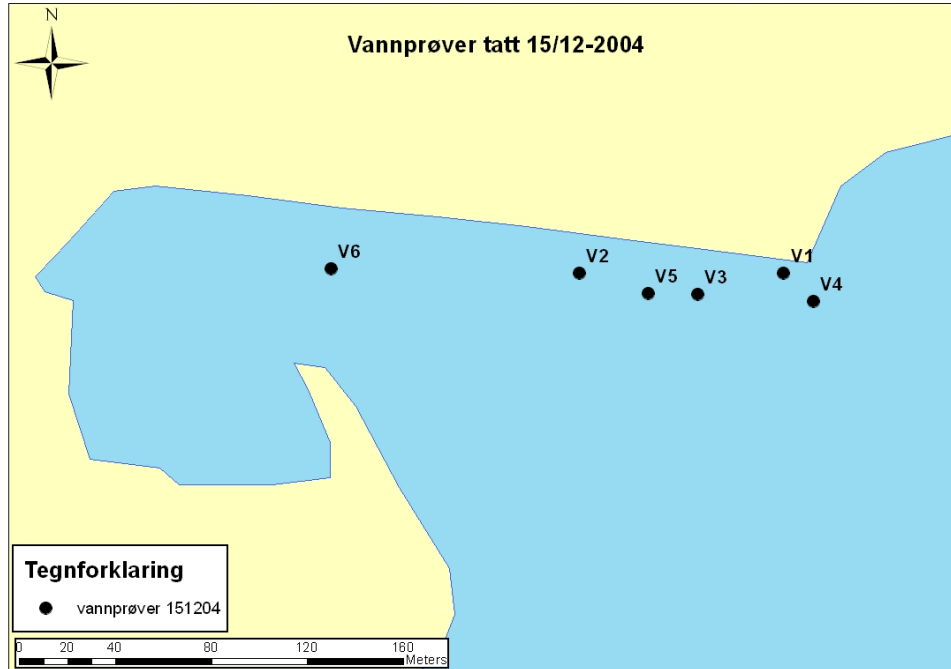
2.4.4 Undersøkelser av sedimentoppvirvling ved to skipsanløp

I forbindelse med skipsanløp den 29.11.04 og 15.12.04 ble det utført intensivundersøkelser med Saiv SD-204 CTD-sonde for å undersøke omfanget av partikkeloppvirvlingen. Sonden har sensorer for å registrere dyp, temperatur, saltholdighet og turbiditet og var innstilt på registrering hvert sekund. Ved å senke den langsomt fra overflaten og til bunnen fikk man registrering med ca. 0,5 m intervall. En økning i turbiditet er en rimelig sikker indikasjon på økt partikkelinnhold i vannmassen og resultatene ble både brukt til en oversikt over oppvirvling og som grunnlag for å ta vannprøver i dyp med spesielt høy turbiditet. For å verifisere registreringene gjort med CTD-sonden ble det ved flere punkter tatt vannprøver for analyse av total suspendert materiale (TSM) og gløderest. Disse vannprøvene ble tatt

ved dyp der CTD-profilen viste høyere konsentrasjoner av partikler. Plassering av vannprøvestasjonene er vist i **Figur 7** og **Figur 8**.

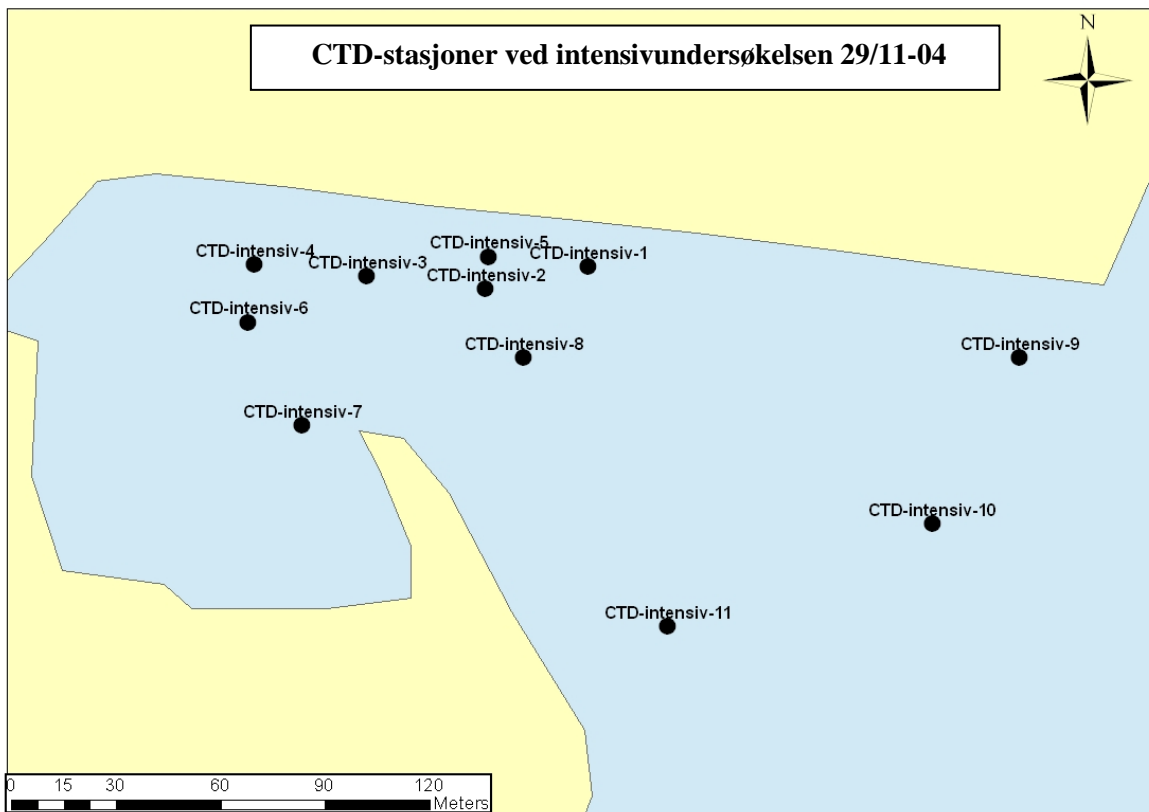


Figur 7. Oversikt over vannprøver tatt for analyse av TSM (total suspendert materiale) og gløderest 29.11.04.

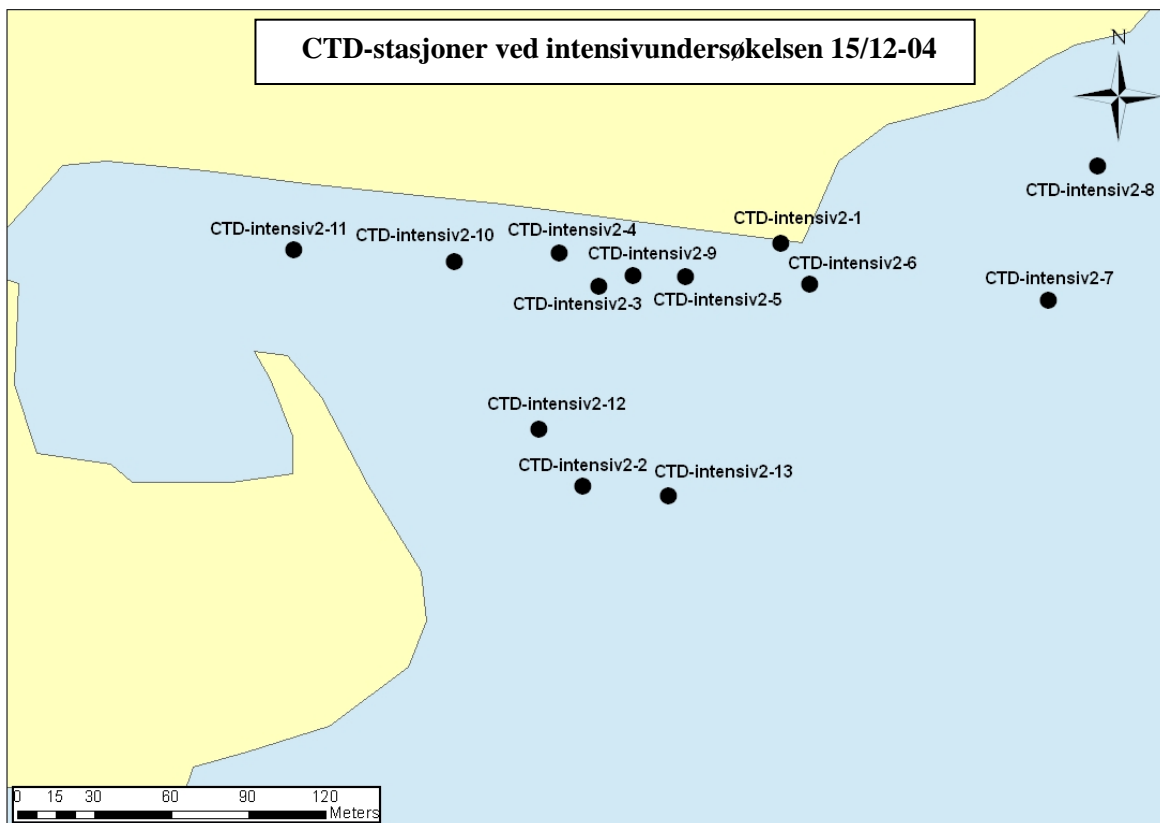


Figur 8. Oversikt over vannprøver tatt for analyse av TSM (total suspendert materiale) og gløderest 15.12.04.

Plasseringen av CTD-stasjonene er vist i **Figur 9** og **Figur 10**. I tillegg til intensivundersøkelsene ble det gjort CTD-undersøkelser ved utsetting og opptak av instrumenter hhv. 21.2.05 og 8.3.05.



Figur 9. Oversikt over CTD-målestasjoner ved intensivundersøkelsen 29.11.2004.



Figur 10. Oversikt over CTD-målestasjoner ved intensivundersøkelsen 15.12.2004.

Sondens sensor for måling av turbiditet var kalibrert i forhold til ISO-standard og verdiene uttrykkes i FTU (Formazin Turbidity Units) Måleintervallet var 0-62,5 FTU. **Tabell 6** viser sondens målenøyaktighet. Man kan merke seg at de aller fleste registreringene av turbiditet var under 5 FTU, og usikkerheten er da <0.1 FTU.

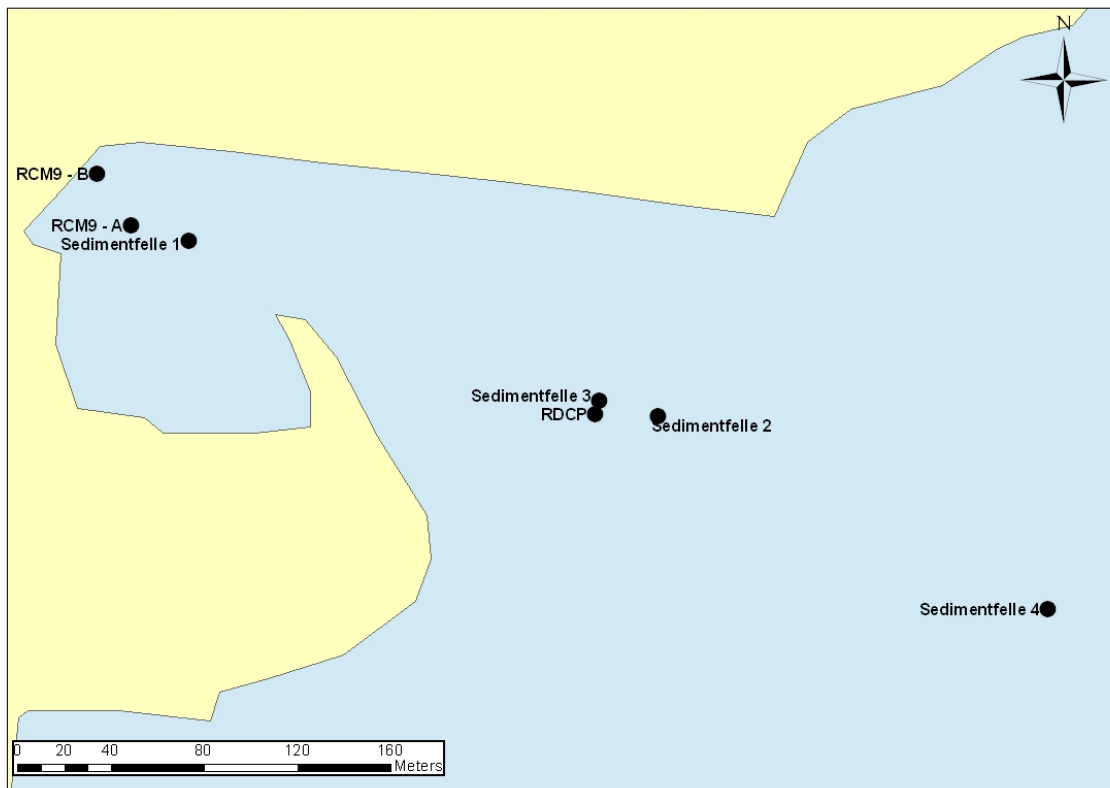
Tabell 6. SD-204-sonden. Parametre og presisjon.

Parameter	Usikkerhet
Temperatur	± 0,1°C
Saltholdighet	± 0,1‰
Turbiditet	<2% FTU

I dyp med relativ høy turbiditet og i dyp med antatt bakgrunnsnivå ble vannprøver på 1 liter innsamlet med Limnos vannhenter og analysert av NIVA for totalt suspendert materiale (TSM) og suspendert gløderest (gravimetrisk metode).

2.4.5 Målinger av sedimentasjon

Sedimentfeller som fanger opp partikler som sedimenterer ble satt ut ved 2 tidspunkt (**Tabell 2**). Sedimentfellene ble plassert ca. 1 m over sedimentoverflaten. Fellene ble satt ut en gradient fra primærutslippet ved Elkem for å vurdere PAH₁₆-konsentrasjonen i nyakkumulert materiale. Det ble først satt ut feller på 2 prøvepunkter, en innerst ved utløpet for Fiskåbekken (sedimentfelle 1) og en midt i Elkembukta (Sedimentfelle 2). Da resultatene fra disse fellene viste meget høye PAH-konsentrasjoner ble det besluttet å sette ut ytterligere 2 sedimentfeller (Sedimentfelle 3 og 4). Disse ble satt ut i ytre del av Elkembukta (**Figur 11**).



Figur 11. Plassering av strømmålere og sedimentfeller i Elkembukta. Plassering av ADCP- riggen som i første måleperiode ikke fungerte, er ikke tatt med i figuren.

2.4.6 Langtidsregistreringer av turbiditet og strøm

Langtidsregistreringer av turbiditet og strøm ble gjort for å samle opplysninger om disse parameterne i tidsrom med mange skipsanløp/-avganger og med vekslende værforhold (nedbør og vind). En Aanderaa RCM9 (RCM9-A i Figur 11) og en Nortek ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) ble plassert ut i tidsrommet fra 29/11-04 til 15/12-04. RCM9-måleren gir informasjon om strømhastighet, strømrretning, turbiditet, temperatur og saltholdighet i forhåndsinnstilte intervaller i et dyp, mens ADCP registrerer strømhastighet og retning i flere vannlag. Styrken på retursignalet er en indikasjon på mengden partikler i vannet, mens strømhastighet og -retning belyser hvor langt oppvirvlede partikler spres – og i hvilken retning. Spesifikasjoner for RCM9-måleren er vist i **Tabell 7**.

Tabell 7. Spesifikasjoner for Aanderaa RCM9 Mk II.

Parameter	Nøyaktighet
Temperatur	0,05 °C
Konduktivitet	0,05mS/cm
Retning	$\pm 5^{\circ}$
Hastighet	$\pm 1\%$ av avlest verdi
Turbiditet	2% av full skala

RCM9-målerne ble plassert ca 1 m over bunnen og gjorde en ny registrering med 5 minutters intervall (første periode) og 2 minutters intervall i annen periode. Intervallene var så korte at man med rimelig sikkerhet ville registrere evt. økning i turbiditet pga. effekten av propellen.

Etter første måleperiode viste det seg at ADCP-måleren ikke hadde fungert. Det ble derfor gjort en ny runde med langtidsregistreringer fra 21/2-05 til 8/3-05. Ved andre gangs utsetting av strømriggerne ble det satt ut en Aanderaa RCM9 (RCM9-B på Figur 11) og en Aanderaa RDCP 600 (jfr. **Tabell 8**).

RDCP-måleren ble satt ut i 18 m dyp og registrerte med 10 minutters intervall. Måleren registrerer med 3 sensorer og har en blindsoner på ca. 1 m over måleren. Den ene sensoren ble innstilt på registrering i 16 stk. 2 m tykke vannlag (celler) mellom overflaten og bunnen. Cellene overlappet hverandre med 50%. En annen registrerte overflatelaget mellom 1 m og 5 m dyp og den tredje registrerte i bunnvannet, fra 1 m over måleren og 3 m videre oppover i vannsøylen.

Tabell 8. Spesifikasjoner for Aanderaa RDCP

Parameter	Nøyaktighet
Temperatur	0,05 °C
Retning	$\pm 4^{\circ}$
Hastighet	0,5 cm/s

2.4.7 Innsamling av kontroll/referanse-sediment og organismer til bioakkumuleringstest

Toksisitetstester og tester for bioakkumulering involverer et kontroll-/referansesediment. Dette sedimentet ble samlet inn i Rambergbukta, som ligger på vestsiden av Jeløya i Oslofjorden. Dette er sediment som har vist seg å inneholde bakgrunnskonsentrasjoner av ulike miljøgifter (Skei et al. 2002). På denne lokaliteten ble også organismene til bioakkumuleringstesten (*Nereis diversicolor* og *Hinia reticulata*) samlet inn. Organismen til helsediment-toksisitetstest (*Arenicola marina*) ble innhentet fra en kommersiell leverandør.

2.5 Kjemiske analyser

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

2.5.1 Analyse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i biologisk materiale

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

2.5.2 Analyse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i sedimenter

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

Enkeltforbindelsene som ble kvantifisert var naftalen, acenaftalen, acenaften, fluoren, fenantren, antrasen, fluoranten, pyren, benzo[a]antrasen, krysen/trifenylen, benzo[b+j+k]fluoranten, benzo[a]pyren, indeno[1,2,3-cd]pyren, dibenz[a,c/a,h]antrasen, benzo[ghi]perylen.

2.5.3 Analyse av totalt organisk karbon (TOC) og sotkarbon (BC)

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

Sotkarbon (BC) ble bestemt etter en metode beskrevet av Cornelissen og Gustavsson (2004). En liten alikvot av sedimentet ble varmet ved 375 °C i 18 timer i overskudd av luft. BC ble deretter bestemt som innhold av TOC i de forbrente prøvene.

2.5.4 Analyse av øvrige variabler

Tørrstoff og fettinnhold (biologisk materiale) ble bestemt gravimetrisk.

Andel finstoff i sediment ble bestemt ved våtsikting. Kornfordeling i sediment (vektprosent partikler finere enn 63 μm) ble analysert i henhold til metoden beskrevet av Krumbein og Pettijohn (1938).

Materialet fra sedimentfellene ble før analyse frysetørket. I tillegg til PAH₁₆ og TOC ble materialet i sedimentfellene analysert for total nitrogen. Total nitrogen bestemmes ved at prøven først oppsluttes i peroksoedisulfat for så å analyseres på en skalar autoanalysator.

2.6 Metoder i hht. risikoveilederens trinn 1

Trinn 1 i risikoveilederen har som siktemål å raskt kunne skille områder med ubetydelig risiko fra de som bør vurderes videre. Ved å sammenligne måledata fra sedimentet med allmenngyldige grenseverdier for akseptable konsentrasjoner og giftighet vurderes om sedimentene utgjør en potensiell risiko. Grenseverdiene omfatter både sedimentets innhold av miljøgifter og giftighet gjennom generelle toksisitetstester. Toksitetstester er inkludert i trinn 1 for å dekke risikobidraget fra toksiske stoffer som ikke er kjemisk identifisert.

Kjemiske analyser av sediment er beskrevet ovenfor (Kap. 2.5). Toksitetstesten med *Skeletonema costatum* inngår også i vår evaluering i hht. risikoveilederens trinn 2 (risiko for effekter på økosystemet) og beskrives derfor nedenfor (Kap. 2.7.4).

2.7 Metoder i hht. risikoveilederens trinn 2

Trinn 2 i risikoveilederen er en mer omfattende prosess enn trinn 1 og har som mål å vurdere om sedimentet utgjør en aktuell risiko ut fra stedlige forhold. Trinn 2 skal omfatte tre uavhengige vurderinger:

- A. risiko for spredning
- B. risiko for humanhelse
- C. risiko for økosystemet

Om det er behov for å gjennomføre alle tre vurderingene avhenger av stedlige forhold og hvilket miljømål som er satt for det området/delområdet som behandles. Risiko for humanhelse vurderes ut fra hvordan et risikoområde brukes: rekreasjon, fangst av fisk og skalldyr, osv. Ettersom det aktuelle området må betegnes som et industriområde vil aktuell eksponeringsvei for mennesker kun være inntak (konsum) av fisk og skalldyr. Det foreligger allerede kostholdsråd for området og risiko for humanhelse utgår fra videre vurdering i denne sammenheng. Dette må eventuelt evalueres separat, basert på data egnet for dette.

2.7.1 Risiko for spredning av forurenset sediment (Trinn 2)

A- Beregning av transport via biodiffusjon.

I tider med høy tilførsel av PAH til vannmassene har sedimentene fungert som en lagringsplass for PAH. Dersom konsentrasjonen av PAH i vannmassene reduseres f.eks. som følge av reduserte utslipp, kan sedimentene være en viktig kilde til ny tilførsel av PAH til vannmassene. En av hovedoppgavene i dette prosjektet er å kvantifisere direkte utlekking av PAH fra sedimentene i Elkembukta.

Vi antar at grunnvannstransporten som kan forårsake adveksjon er ubetydelig. De dominerende transportmekanismene er dermed diffusjon/biodiffusjon og oppvirvling. Dette inngår som en del av trinn 2A i risikoveilederen, men resultatene fra disse spredningsberegningene er presentert under trinn 3 i resultatdelen. Dette fordi vi ser det hensiktsmessig å samle spredningsberegningene i ett kapittel.

Beregning av hvor mye PAH som lekker direkte ut fra sedimentene er beregnet for 3 ulike arealer (Elkem-aktivt område, Elkem-ikkeaktivt område A og Elkem-ikkeaktivt område B; **Figur 2**). Denne inndelingen er gjort på bakgrunn av ytre avgrensning av det Elkem-aktive området og sedimentenes beskaffenhet i Fiskåbukta og Vesterhavn.

Gravende organsimer som lever i sedimentene kan øke transporten av miljøgifter over sediment-vann grensesjiktet. For alle diffusjonsmodellene benyttet i denne undersøkelsen multipliseres den

molekylære diffusjonsfluksen med en faktor på 10 for å kompensere for aktiviteten til gravende organismer.

Til bergning av PAH-fluksen (Biodiffusjon = F_{diff}) fra sedimentene er ulike metoder benyttet.

- Formelverket presentert i risikoveilederen (Risikoveileder trinn 2)
- Formelverket presentert i risikoveilederen, men ved bruk av målte fordelingskoeffisienter (K_d -verdier, Risikoveileder trinn 3)

Metodikken for vurdering av utlekking av miljøgifter fra sedimentene er beskrevet i veilederen for risikovurdering av forurenset sediment trinn 2A (Breedveld et al. 2005). Spredning ved diffusjon beregnes ved at molekylærdiffusjon ganges med en faktor for å ta hensyn til økt transport pga. bioturbasjon og korrigeres for økt diffusjonslengde som følge av pore-geometrien.

Formel for beregning av biodiffusjon er som følger:

$$F_{diff} = \frac{n}{\tau} \cdot a \cdot D_s \cdot \frac{C_{pv}}{\Delta x} \cdot 3,15 \cdot 10^8$$

F_{diff} = Biodiffusjon ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$)

n = porøsitet (0,7)

τ = tortuositet (krunglingsfaktor, 3)

a = faktor som diffusjonshastigheten økes med pga. bioturbasjon (10)

D_s = molekylærdiffusjonskoeffisient (cm^2/s , stoff avhengig vedlegg A)

C_{pv} = porevannskonsentrasjon (mg/l måles eller = $C_{sed} [\text{mg}/\text{kg}]/K_d$)

Δx = diffusjonslengde (1 cm)

I beregningene er det benyttet en diffusjonslengde på 1 cm og en bioturbasjonsfaktor på 10. De fysiske og kjemiske egenskapene til de ulike PAH-komponentene benyttet ved beregningen er hentet fra risikoveilederen (Breedveld et al. 2005, Risikoveilederens Vedlegg A). For de PAH-komponentene der K_d -verdiene ikke var listet opp i risikoveilederen ble de beregnet ut fra vann-oktanol fordelingskoeffisienten. Dette ble gjort for å få et best mulig bilde av totalfluksen.

Til beregning av PAH-fluksen fra sedimentene i det Elkem-aktive området ble det benyttet snitt og maks-konsentrasjonen av PAH fra de 15 sedimentstasjonene analysert i området (Vedlegg B) I det Elkem-ikkeaktive område A ble det benyttet snitt og maks-konsentrasjonen av PAH fra stasjonene 1-17 i undersøkelsen foretatt i 2001 i Kristiansandfjorden (Næs og Rygg 2001), mens for Elkem-ikkeaktive område B ble det benyttet snitt og maks-konsentrasjonen av PAH fra stasjonene 20-45 fra den samme undersøkelsen.

TOC-verdiene benyttet i beregningene er snittverdiene for de ulike områdene hentet fra de samme undersøkelsene som PAH-konsentrasjonene (Næs og Rygg, 2001; Vedlegg B).

En sammenstilling av verdier benyttet i beregningene er vist i **Tabell 9**.

Tabell 9. Oversikt over verdier benyttet i fluksberegningene.

	Område		Verdi
Risikoveileder	Område A	TOC	6,2 % (snitt stasjonene 1-17, Næs og Rygg 2001)
		Kd-verdi	Formelverk fra risikoveileder evt. beregnet fra vann-oktanol konstanten
		PAH-konsentrasjon	Stasjon 1-17 (Næs og Rygg 2001)
		Areal	2042343 m ²
	Område B	TOC	3,1 % (snitt stasjonene 20-45, Næs og Rygg 2001)
		Kd-verdi	Formelverk fra risikoveileder evt. beregnet fra vann-oktanol konstanten
		PAH-konsentrasjon	Stasjon 20-45 (Næs og Rygg2001)
		Areal	2122361 m ²
	Elkemaktivt område	TOC	11,3 %
		Kd-verdi	Formelverk fra risikoveileder evt. beregnet fra vann-oktanol konstanten
		PAH-konsentrasjon	stasjon 1-15 fra denne undersøkelsen, (Vedlegg B)
		Areal	46882 m ²

B- Beregning av oppvirvling fra skipstrafikk (trinn 2)

Spredning som følge av oppvirvling og propellerosjon fra skip er beregnet ut fra antall skipsanløp pr. år og et estimat av oppvirvlet mengde sediment. Følgende formel er benyttet til beregningene:

$$F_{skip} = \frac{2 \cdot N_{skip} \cdot m_{sed} \cdot C_{sed} \cdot (f_{løst} + f_{susp})}{A_{sed}}$$

F_{skip} = spredning som følge av skipstrafikk (mg/m²/år)

N_{skip} = antall skipsanløp pr. år (havnemyndigheter)

m_{sed} = mengde oppvirvlet sediment pr. anløp (400 kg)

C_{sed} = sediment konsentrasjon (mg/kg t.v., måles)

$f_{løst}$ = fraksjon løst, den delen av sedimentinnholdet som kan løse seg opp etter oppvirvling ($10/K_d$, stoff avhengig vedlegg A eller fra utlekkingsstest ved $L/S=10$)

f_{susp} = fraksjon suspendert (sedimentfraksjon < 2µm, måles)

A_{sed} = områdets sedimentareal (m²)

I beregningene er det benyttet antall skipsanløp på 200, mengde oppvirvlet sediment på 400 kg pr. anløp, midlere PAH-konsentrasjon for de ulike PAH-komponentene, Kd-verdi fra risikoveilederen og en fraksjon av partikler < 2µm på 20 %. Arealet benyttet i beregningene tilsvarer størrelsen til erosjonsområdet langs kaifronten (**Figur 17**), dvs. 4500 m².

C- Beregning av transport via organismer (trinn 2)

Spredning som følge av opptak i organismer og predasjon (F_{org}) er beregnet ut fra beregnet vevskonsentrasjon av miljøgifter i potensielle byttedyr (C_{bio}) og et estimat av hvor mye av denne bunndyrbiomassen som spises av predatorerne. Beregningene forutsetter at bunndyrbiomassen er tilnærmet konstant over tid. Følgende formel er benyttet under beregningene:

$$F_{org} = \frac{C_{bio}}{OC_{cbio}} (OC_{sed} \cdot (1-d) - OC_{resp}) \cdot \frac{1}{1000}$$

F_{org} = spredning som følge av opptak i organismer (mg/m²/år)

C_{bio} = vevskonsentrasjon i bunndyrfauna (mg/kg t.v., måles eller beregnes)

OC_{cbio} = mengde organisk karbon i bunnfauna biomasse (0,25 g/g t.v.)
 OC_{sed} = organisk karbontilførsel til sedimentet utenfra (200 g/m²/år)
 d = fraksjon av organisk karbon som ikke omsettes (0,47 g/g)
 OC_{resp} = organisk karbon omsatt (respirert) i sedimentet (31 g/m²/år)

Vevskonsentrasjoner (C_{bio}) benyttet i beregningene er hentet fra målte verdier for organsimer i sedimentene (Vedlegg F). For det Elkem-aktive området er det benyttet PAH-minimumskonsentrasjon i organismevev på 4000 µg/kg v.v. og maks PAH-konsentrasjon i organismevev på 21000 µg/kg v.v. fra stasjoner i indre del av Elkembukta. For beregning av transport via organismer i det Elkem-ikkeaktive området er det benyttet minimumskonsentrasjon av PAH i organismevev på 2 µg/kg v.v. og maks PAH-konsentrasjon i organismevev på 150 µg/kg v.v.

D- Total spredning av PAH fra sedimenter til vannmasser (trinn 2)

Beregning av total spredning av PAH fra sedimentene i det Elkem-aktive området er gjort ved å legge sammen bidragene fra biodiffusjon trinn 2 (F_{diff}), skipsoppvirvling trinn 2 (F_{skip}) og transport via organismer (F_{bio}). Det samlede bidraget fra de forurensede sedimentene i Elkembukta er beregnet ut fra ligningen:

$$F_{tot} = F_{diff} + F_{skip} + F_{org}$$

F_{tot} = total miljøgifttransport fra sedimentet (mg/m²/år)
 F_{diff} = transport som følge av biodiffusjon (mg/m²/år)
 F_{skip} = transport som følge av skipsoppvirvling (mg/m²/år)
 F_{org} = transport som følge av opptak i organismer (mg/m²/år)

For en generell vurdering av vannutskiftning og oppholdstider (t_r = oppholdstid til vannet) er brukt en enkel modell – Fjordmiljø (Stigebrandt, 2001).

Undersøkelser i 2001 (Bjerkeng og Molvær, 2002) tydet på vesentlig mindre oppvirvling enn risikoveilederens veiledende tall på 400 kg/båtbevegelse. Dette området krever derfor områdespesifikke vurderinger (Trinn 3).

2.7.2 Risiko for økosystemet

I det følgende beskrives testene for vurderinger av biologiske effekter og bioakkumulering ved eksponering direkte for sediment.

2.7.3 Homogenisering av sediment og ekstraksjon av porevann

Sedimentet ble lagret kjølig (–4 °C) etter innsamling (se Kap. 2.4.2) inntil videre bearbeidelse. Sedimentet fra hver av stasjonene lagret for vurderinger av biologiske effekter, bioakkumulering og fast-fase-ekstraksjon ble homogenisert vha. en elektrisk drill påmontert en malingsblander (kun brukt til dette formål) ved ikke for høy hastighet i 30-90 sek. Ca. 1000 ml sediment fra hver stasjon ble overført til to sentrifugeglass (polypropylen, rommer 425 ml, veid på forhånd) for porevannopparbeidelse. Prøver av alle sedimentene ble samtidig tatt ut til forsøket med fast-fase-ekstraksjon (trinn 3; se Kap. 2.8.3) og analyser av totalt organisk karbon (TOC) og sotkarbon (BC; se Kap. 2.5.3). Resterende sediment ble lagret kjølig for videre testing (*Arenicola*-test, bioakkumuleringstest og POM-SPE; beskrevet i det følgende). Porevann ble ekstrahert etter følgende prosedyre:

De fylte sentrifugeglassene ble veid og sentrifugert ved maksimum hastighet (10 816 g, 8000 rpm) i 45 minutter i en Sorvall-sentrifuge med SLA-3000 rotor (romtemperatur). Supernatanten ble dekantert over i en egnet beholder og holdt stille i 30 minutter for sedimentering av eventuelle suspenderte partikler. Deretter ble porevannet sugd av (vha. full-pipette) og overført til en ny egnet beholder.

Porevannsprøvene ble frosset ($-20\text{ }^{\circ}\text{C}$) inntil benyttelse i toksisitetstester (beskrevet under). Sentrifugeglassene (u/vannet) ble så veiet for eventuell kontroll av separate vanninnholdsanalyser (i forbindelse med kjemisk analyse av sediment).

2.7.4 Toksisitetstester med intakte organismer

Toksisitetstester med marine planktonalger (*Skeletonema costatum*) og krepsdyr (*Acartia tonsa*) ble utført på porevann. Testmetodene som ble benyttet er basert på ISO 10253 - Marine algae growth inhibition test og ISO 14669 – Determination of acute lethal toxicity to marine copepods. Noen modifiseringer av metodene ble gjort for å gjøre det mulig å teste små prøvevolum og gjøre gjennomføringen rasjonell.

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

Acartia tonsa er et lite, planktonisk krepsdyr, eller mer spesifikt en calanoid hoppekreps (copepode) som i hovedsak er kjent fra vest-Atlanteren og Indo-Stillehavskysten. Den finnes imidlertid også i europeiske farvann og har muligens kommet dit via ballastvann i skip. Den er tolerant overfor ulik saltholdighet, noe som har bidratt til at den finnes flere steder. Europeiske populasjoner finnes fra Normandie til langt inn i Østersjøen. Denne organismen er vanlig brukt i toksisitetstester, slik som beskrevet her.

Porevannet ble fremstilt ved sentrifugering av sedimentprøvene, som beskrevet over. Som fortynningsvann ble sjøvann fra 60 m dyp i Oslofjorden (Solbergstrand) benyttet.

For testene med alger ble prøvene tilsatt et konsentrat av algevekstmedium (ISO 10253) og podet med alger ($5 \cdot 10^6$ celler/l) fra en eksponensielt voksende kultur. Testen ble utført i konsentrasjonene 18, 32, 56 og 100% porevann. Porevannet fra stasjon 1 ble også testet i konsentrasjonene 1, 1.8, 3.2, 5.6 og 10 %. Prøvene ble fordelt på dramsglass i porsjoner av 10 mL, med tre replikater for hver konsentrasjon av porevann og 3-4 kontroller. Kulturene ble inkubert på et gyngebord ved temperaturen $20\text{ }^{\circ}\text{C}$ og med ca. $70\text{ }\mu\text{E m}^{-2}\text{ s}^{-1}$ kontinuerlig belysning. Etter 2 døgn ble tettheten av alger målt i kulturene. Dette ble gjort ved måling av klorofyll-fluorescens etter tilsetning av DCMU. Algenes veksthastighet (μ) i kulturene ble beregnet fra økningen i algetetthet (målt som fluorescens) i løpet av to døgn

$$\mu = \frac{\ln(N_2) - \ln(N_0)}{2}$$

hvor

N_0 er algetettheten ved start

N_n er algetettheten etter 2 døgn

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

Testene med *Acartia tonsa* ble utført i ufortynnet porevann og for stasjonene 1 og 2 i konsentrasjonene 10, 25 og 50 %. Prøvene ble fordelt i plastbegere med ca. 40 mL i hvert beger. Det ble benyttet fire paralleller for hver konsentrasjon. 4-9 testdyr ble tilsatt hvert beger, som så ble plassert i et termostatert skap ved $20\text{ }^{\circ}\text{C}$. Etter 24 og 48 timer ble begrene inspektet og antall døde (ikke mobile) dyr notert. Prosentandelen overlevende dyr ble beregnet. For porevann hvor mer enn 50 % dødelighet

ble registrert i ufortynnet prøve ble LC50-verdien beregnet ved interpolasjon i et plot av dødelighet som funksjon av log konsentrasjon. (LC₅₀ = den konsentrasjon hvor 50 % av forsøksdyrene er døde).

2.7.5 Microtox™

Microtox™ ble utført på porevannsprøvene (beskrevet over) og er en toksisitetstest hvor en måler hemming av utsendt lys fra den marine bakterien *Vibrio fischeri*. Evnen til å sende ut lys er en fysiologisk prosess som er koblet til bakteriens respirasjon. En reduksjon i lysutsendelse korresponderer med en reduksjon i biologisk aktivitet og tolkes som en toksisk effekt av miljøprøven som testes.

I denne toksisitetstesten forberedes først en forfynningsrekke av de aktuelle ekstraktene med 2 %-saltløsning. Hemmingen i lysutsendelse måles i de ulike forfynningene etter 5 og 15 min.

Testene gjennomføres med to paralleller per prøve. Testresultatene gis som en EC₅₀ verdi, altså den prøve/ekstrakt-konsentrasjon der lysutsendelsen er hemmet med 50 %. I tillegg kan EC₁₀-verdien angis (konsentrasjon/fortynning som fører til 10 % hemming).

En toksisitetsendring med økende inkubasjonstid (fra 5 til 15 min) kan i noen tilfeller gi en indikasjon på hva slags forbindelser som uttrykker toksisiteten. Noen stoffer gir en umiddelbar effekt (altså ingen endring fra 5 til 15 min inkubering). Dette er tilfelle for mange organiske forbindelser, slik som PAH. Andre stoffer, slik som metallkationer, bruker lenger tid på å trenge gjennom biologiske membraner, og bruker derfor lenger tid på å uttrykke maksimal toksisk effekt (Fürst og Sverdrup, 1997; Ghosh et al. 1996). En reduksjon i toksisitet med økende inkubasjonstid indikerer at prøven inneholder flyktige forbindelser som lavmolekylære PAH-er, klorbenzener, fenoler, eller H₂S (Seymour et al. 1997).

Microtox™-testene ble utført hos Jordforsk ved forsker Hege Stubberud.

2.7.6 Hersediment-toksisitetstest med *Arenicola marina*

Fjæremark (*Arenicola marina*) er mark som lever nedgravd i sedimentet og finnes fra fjæra og ned til 20 meter. Der ligger de i U-formede, slamkledte rør. De spiser her løst organisk materiale og store mengder passerer tarmen daglig. Det ufordøyde materialet kan ses på toppen av sedimentet som små "spagettilignende" hauger. Arten er utbredt langs hele norskekysten og finnes fra Middelhavet til Arktis.

Arenicola-testen går ut på å måle hvor godt marken finner seg til rette i det aktuelle sedimentet. Dersom sedimentet er av tilstrekkelig kvalitet forventes det at marken graver seg ned og spiser mye av det organiske materialet i sedimentet. Da vil man kunne observere (og evt. mengdebestemme) haugene med "avføring" på toppen av sedimentet ("casting"). Er sedimentet av dårlig kvalitet vil man ikke observere tilsvarende mengder "avføring" (lav "casting-rate") og marken vil dessuten kanskje ikke grave seg ned i sedimentet.

Testen med *Arenicola marina* ble utført som følger: De aktuelle sedimentene ble homogenisert igjen (på samme måte som beskrevet over; Kap.2.7.3; siden en viss sedimentering av de minste partiklene er forventet under lagring). Prøver av hersedimentet ble så tilsatt til ~5 cm dybde i 3 replikate kar (små kvadratiske, av plast). Sjøvann (fra 60 m dyp, utenfor NIVAs marine forskningsstasjon Solbergstrand) ble tilsatt til 10 cm fra bunnen av karene. Oksygenforsyning ble besørget ved luftbobling (akvariepumper med svak luftstrøm). Fjæremarken ble tilsatt i karene påfølgende døgnet. 5 mark ble tilsatt hvert akvarium (**Figur 12**).



Figur 12. Fjæremark (*Arenicola marina*) på sediment fra Fiskå i en av de eksperimentelle enhetene.

”Ekskrement-haugene” i hvert akvarium ble registrert etter 1, 3 og 10 dager og ble bestemt semikvantitativt (vurderes som 2 (normal), 1 (mindre enn normal), 0 (ingen)). Det ble også registrert om noen individer unnlot å grave seg ned. Det er størrelsen på ekskrementhaugene i kontroll-sedimentet som ved hvert aktuelt tidspunkt vurderes som ”normal” (denne vil naturlig nok endre seg med tiden).

Eksposeringen ble avsluttet etter 10 dager. Individuelle mark ble silt fra sedimentet og antall levende mark ble registrert.

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

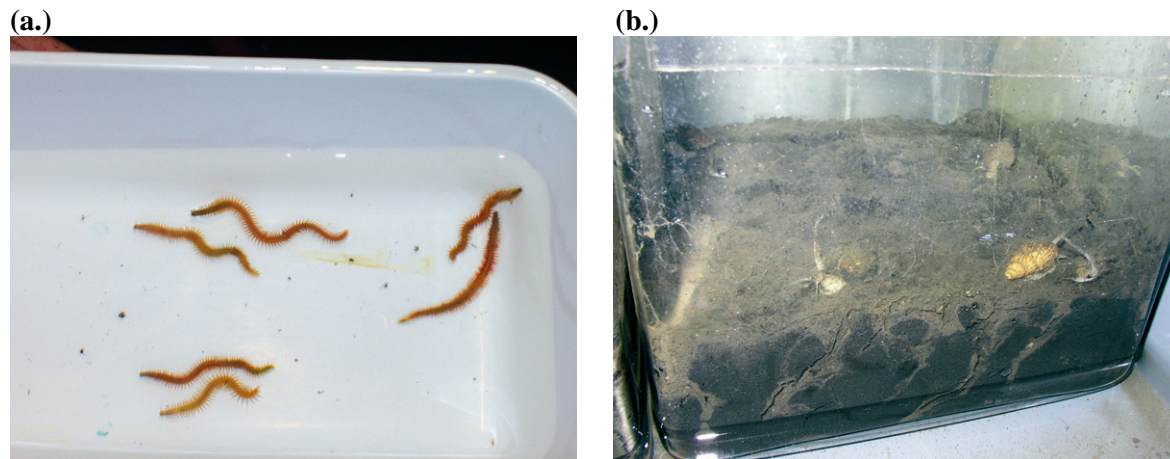
Kunnskap om miljøgifters akkumulering i bunnlevende organismer har både økologisk relevans og relevans for menneskers kosthold (gjennom betydningen av sediment-levende organismer som byttedyr for fisk). Kunnskap om biotilgjengeligheten til miljøgifter kan vanskelig estimeres ved kjemisk analyse av miljøgifter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

Det benyttes et etablert testsystem for testing av biotilgjengeligheten av miljøgifter i marine sedimenter (Ruus et al. 2005; Hylland, 1996). Testsystemet er tidligere benyttet i flere sammenhenger (eks- Ruus et al. 2005; Skei et al. 2002).

Organismer

Det benyttes to arter i oppsettet for biotilgjengelighet. Den ene er flerbørstemarken *Nereis (Hediste) diversicolor* og den andre er nettsnegl, *Hinia (Nassarius) reticulata* (**Figur 13**). Begge artene er vanlige på grunt vann langs Norskekysten. Flerbørstemarken (*N. diversicolor*) er utbredt langs Europas kyster, fra Middelhavet til Helgelandskysten, samt vest i Østersjøen. Den finnes fortrinnsvis på grunt vann (i tidevannssonen) og kan der forekomme i svært høye tettheter. Nettsnegl finnes i fjæra og ned til ca. 15 m dyp. Den er utbredt fra Kanariøyene og Azorene i sør, til Lofoten i nord. Begge artene foretrekker sand- og mudderbunn og er tolerante overfor lave saltholdigheter. Verken flerbørstemarken eller sneglen lever direkte av sedimentet. Børstemarken er omnivor (Goerke, 1971), men lever trolig hovedsakelig av mindre organismer. Nettsnegl er åtseleter og rovdyr, men kan også

nyttiggjøre seg organisk materiale i sedimentet. I tillegg til arter som benyttes i akvakultur er kanskje børstemarken *N. diversicolor* den marine evertebraten som er mest undersøkt. *Nereis* har også vært brukt i andre akkumuleringsstudier (Fowler et al. 1978; Goerke, 1984; Hylland, 1996). Sedimentlevende evertebrater, slik som *Nereis* og *Hinia*, er den viktigste næringskilden for mange bunnlevende fisk og vil derfor kunne bidra til transport av miljøgifter oppover i næringskjeden (Ruus, 2001).



Figur 13. *Nereis diversicolor* (a.) og nettsnegl (*Hinia reticulata*) på sediment fra Fiskå, tilsatt i akvarium (b.). Bildet (b.) viser også ganger laget i sedimentet av *N. diversicolor*.

Årsaken til at det benyttes to organismer er at det kan være tildels store artsforskjeller når det gjelder akkumulering av miljøgifter. Børstemark og bløtdyr representerer to viktige grupper i marine økosystem. Nettsnegl og børstemark ble samlet inn på samme lokalitet (hvor også kontrollsedimentet ble hentet) – Rambergbukta, på vestsiden av Jeløya i Oslofjorden.

Eksperimentelt oppsett

En detaljert beskrivelse av det eksperimentelle oppsettet finnes i Hylland (1996) og Ruus et al. (2005). Bioakkumuleringstesten er gjennomført på de samme 6 sedimentene som i ovennevnte toksisitetstester. Det ble benyttet 3 replikate akvarier for hvert sediment (samt for kontrollgruppen). Eksponeringstiden var på 28 døgn, som er anbefalt av Lee et al. (1991).

De aktuelle sedimentene ble homogenisert igjen (på samme måte som beskrevet over; Kap.2.7.3; siden en viss sedimentering av de minste partiklene er forventet under lagring). 1,4 L sediment ble så tilsatt hvert av akvariene (3 akvarier per sediment/stasjon; 15 × 20 × 22 cm glassakvarier; **Figur 13 b.**). Prøver av kontrollsediment og sedimenter fra Fiskå ble samtidig tatt ut til kjemisk analyse (se Kap. 2.5). Akvariene ble tilkoblet vann fra 60 m dyp ved NIVAs marine forskningsstasjon Solbergstrand. Lik temperatur i alle akvariene gjennom hele forsøksperioden ble etablert ved bruk av vannbad (også med vann fra 60 m dyp).

Deretter ble organismene tilsatt (22 børstemark og 10 snegl i hvert akvarium). Etter 28 døgns eksponering ble dyrene silt ut og børstemarkene ble oppbevart i et begerglass med vann (fra 60 m dyp) i 8-12 timer for å tømme eventuelle rester av sediment i tarmen. Sneglene ble tatt ut av skallet ved hjelp av en nøtteknekker. Erfaring tilsier at det ikke er behov for at nettsnegl går seg tomme for tarminnhold (de spiser ikke sediment-partikler). Deretter ble alle dyrene fordelt på prøveglass og frosset. Prøvene ble oppbevart nedfrost før analyse.

De kjemiske analysene av sediment, børstemark og nettsnegl ble utført på NIVAs laboratorium etter standard, akkreditert metode (se Kap. 2.5).

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

2.8 Metoder i hht. risikoveilederens trinn 3

Trinn 3 i risikoveilederen omfatter utvidete målinger lokalt for å verifisere og presisere de beregninger som er gjort i trinn 2. Dette brukes for å klargjøre om den reelle risiko er lik eller lavere enn den som er estimert i trinn 2. Innholdet i trinn 3 vil måtte ”skreddersys” til den enkelte situasjon. Følgende elementer kan som eksempel inngå i en trinn 3-vurdering:

- Måling av spredning og transport, f. eks. sedimentfeller, diffusjonskammer.
- Bestemmelse av fordelingskoeffisienter i de aktuelle sedimentene.
- Bestemmelse av miljøgiftinnhold i organismer fra området.
- Numerisk modellering av transport og opptak i næringskjeden.
- Bunnfaunastruktur, sårbarhet, biodiversitet.

Risikoveilederen presiserer at det kan være naturlig med en vekselvirkning mellom trinn 2 og deler av trinn 3 selv om ikke en fullstendig trinn3-vurdering gjennomføres. Veilederen beskriver ikke aktiviteter i trinn 3 nærmere.

I det følgende beskrives flere av de ovennevnte punkter som er gjennomført i trinn 3 for området ved Fiskå.

2.8.1 Risiko for spredning av forurenset sediment (Trinn 3)

A- Beregning av transport via biodiffusjon (trinn 3)

Studier har vist at sotkarbon kan binde PAH-komponentene sterkere til sedimentene (Rust et al. 2004; Cornelissen og Gustafsson, 2004). Dette vil igjen påvirke fordelingskoeffisienten (K_d -verdiene) som er viktig for beregning av PAH-fluksen fra sedimentet til vann. Formelverket presentert i risikoveilederen tar ikke hensyn til effekten sotkarbon har på fordelingskoeffisientene i sedimentene. Beregningene med sotkorrigerede K_d -verdier ble gjort på samme måte som ved bruk av K_d -verdiene fra risikoveilederen, bortsett fra at beregnede K_d -verdier ble byttet ut med målte. De målte K_d -verdiene benyttet under beregningene er hentet fra POM-SPE forsøkene (**Tabell 10**).

Tabell 10. Oversikt over verdier benyttet ved beregning av biodiffusjon.

Beregning med målt Kd-verdi	Område A	TOC	Ikke nødvendig
		Kd-verdi	Målt. Snitt Kd-verdi mellom Fiskå-5 og Fiskå-6. For stoffene Naftalen, Acenaftylene og Acenaften ble det benyttet snittet av de målte Kd-verdiene fra Fiskå-1 og Fiskå-2. Dette fordi disse stoffene ikke ble påvist i POM på de andre stasjonene, noe som gjør at det ikke er mulig å regne ut Kd-verdier.
		PAH-konsentrasjon	Stasjon 1-17 (Næs og Rygg 2001)
		Areal	2042343 m ²
	Område B	TOC	Ikke nødvendig
		Kd-verdi	Målt. Snitt Kd-verdi mellom Fiskå-5 og Fiskå-6. For stoffene Naftalen, Acenaftylene og Acenaften ble det benyttet snittet av de målte Kd-verdiene fra Fiskå-1 og Fiskå-2. Dette fordi disse stoffene ikke ble påvist i POM på de andre stasjonene, noe som gjør at det ikke er mulig å regne ut Kd-verdier.
		PAH-konsentrasjon	Stasjon 20-45 (Næs og Rygg 2001)
		Areal	2122361 m ²
	Elkemaktivt område	TOC	Ikke nødvendig
		Kd-verdi	Målt (snitt Kd-verdi mellom Fiskå-1 og Fiskå-2, Vedlegg G + H)
		PAH-konsentrasjon	Middelkonsentrasjonen fra stasjon 1-15, Vedlegg B
		Areal	46882 m ²

B - Oppvirvling fra skipstrafikk (trinn 3)

Oppvirvling av bunnsedimenter skjer når propellen brukes for å stoppe skipet (ankomst) og for å sette fart (avgang). I begge situasjoner er propellstrømmen rettet innover i bukta. Våre observasjoner tyder på at propelleffekten er størst når skipet skal stoppes, men at den er mer kortvarig (typisk 0,5-1 minutt) enn når skipet har avgang. Selve oppvirvlingen er derfor kortvarig (minutter) og er vanskelig å registrere fordi den i utgangspunktet omfatter en liten vannmasse. Etter hvert fordeler virkningen seg (økt turbiditet, økning i strømhastighet) på en større vannmasse, men da blir samtidig effekten svakere og vanskeligere å skjelle fra bakgrunnsituasjonen. Graden av oppvirvling er områdespesifikk og beregnes derfor også under risikoveilederens trinn 3.

Prøveinnsamling og målinger er beskrevet i kapittel 2.4. Beregning av bidraget fra skipstrafikk blir beregnet på to måter:

- basert på målinger av vannutskifting, turbiditet, total mengde suspendert materiale og konsentrasjonen av PAH i suspendert materiale.
- Basert på forventet mengde oppvirvlet bunnsediment ved skipsankomst/-avgang. Totalt areal som dette kan omfatte er ca. 4500 m², men det tas hensyn til at skipene ligger ved forskjellige steder langs hovedkaia og at oppvirvlingen ved det enkelte skipsanløp derfor bare omfatter en del av dette arealet (se **Figur 1**).

Som PAH-konsentrasjon i suspendert materiale brukes data fra sedimentene ved hovedkaia.

C-Total spredning fra det Elkem-aktive området (trinn 3)

Samlet transport av PAH beregnes på grunnlag av målinger og ved to metoder.

1. Vi forutsetter at PAH i alt vesentlig er bundet til partikler og at mengden av PAH som befinner seg i vannmassen kan beskrives som mengden av suspendert materiale multiplisert med konsentrasjonen av PAH i dette materialet. Mengden suspendert materiale bestemmes/bedømmes ut fra analyser av totalt suspendert materiale i vannprøver og med støtte i turbiditetsmålinger. Som mål på konsentrasjonen av PAH i det suspenderte materialet brukes konsentrasjonen i sedimentfellene nr. 1 og nr. 2 (se **Figur 4** og **Tabell 18**).

Den typiske transporten av PAH ut fra det Elkem-aktive området pga. oppvirvling av forurensede sedimenter og utslipp kan dermed beregnes ved ligningen

$$F_{tran} = V * TSM * c$$

Der

V= volumtransporten (m³/døgn). Denne beregnes på grunnlag av vannvolum (350.000 m³) og oppholdstid. Oppholdstiden varierer svært mye, og det må gjøres beregninger for flere alternativ.

TSM= konsentrasjonen av suspendert materiale (g/m³) i vannmassen. Dette baseres på målte verdier.

c = konsentrasjonen av PAH i suspendert materiale. Dette baseres på konsentrasjoner i sedimentfellene 1 og 2.

2. Mengden av suspendert materiale beregnes ut fra mengden oppvirvlbare sedimenter på det bunnarealet som propelloppvirvlingen omfatter. Det gjøres et skjønn på hvor stor del som resedimenterer i Elkembukta og hvor stor del som transporteres til Fiskåbukta. Konsentrasjonen av PAH i sedimentfellene 1 og 2 brukes som grunnlag for å beregne den tilhørende transporten av PAH.

2.8.2 Atmosfærisk bidrag direkte på sjøoverflaten

Atmosfærisk nedfall bidrar til en diffus tilførsel av miljøgifter. Det finnes relativt gode data på atmosfærisk nedfall av metaller for enkelte områder som har inngått i statlige overvåkingsprogram i SFT (Aas et al. 2002) og gjennom prosjektet om nasjonale metallutslipps relative betydning i forhold til langtransportert atmosfærisk nedfall (Berg et al. 2003). Relativt lite målinger er gjort m.h.p atmosfærisk nedfall av organiske miljøgifter. Målinger av organiske miljøgifter i luft er kun foretatt på Lista og i Ny Ålesund (Aas et al. 2002) og PAH-komponenter er ikke analysert.

Årsakene til forhøyede nivåer av miljøgifter i norsk natur er flere. Noe av forurensningen er langtransportert, men hovedkildene ligger oftest i lokalmiljøet. De viktigste kildene til atmosfærisk nedfall av PAH i Kristiansand er trolig:

- Transport: utslipp av eksos og bruk av piggdekk
- Oppvarming: spesielt vedfyring.
- Utslipp av PAH til luft fra industri (Elkem Carbon + Elkem Silikon ca.330 kg/år. Kilde SFT Bedriftspesifikk miljøinformasjon sum partikulært og gassform)

Elkem Carbon har konsesjon på utslipp av 50 kg partikler til luft per år på. Dette utgjorde i 2004 et utslipp av PAH₁₆ til luft på 210 kg (partikulært + gassfase, Kilde: Bedriftspesifikk miljøinformasjon). Vi vet ikke hvor mye av disse 210 kg som er partikkelbundet og hvor mye som er i gassfase. Elkem silikon hadde i 2003 et rapportert utslipp av PAH₁₆ til luft på 120 kg (Kilde: Bedriftspesifikk miljøinformasjon). Begge disse bedriftene er lokalisert ved Elkembukta.

Atmosfærisk nedfall av PAH direkte på sjøområdet er beregnet ved å anta et årlig støvnedfall på 43 g/m². Denne verdien er hentet fra målinger av støvnedfall (total mengde) på Fiskåtangen i perioden fra mars til mai 1999 (Skåtun et al. 1999). For å kunne beregne bidrag av PAH fra luft antas det at PAH-konsentrasjonen i partiklene som avsettes på sjøoverflaten er 35 mg/kg. Denne verdien er hentet fra analyser av støvet som Elkem Silikon produserer (Internnotat Elkem) og PAH-konsentrasjonen i støv samlet opp langs veier i Trondheim (Erichsen et al. 2004). I tillegg til å benytte PAH-konsentrasjonen i microsilikastøvet er det også gjort beregninger ved bruk av høyere PAH-konsentrasjoner i støvnedfallet. Dette fordi partiklene som Elkem Carbon slipper ut til luft trolig har høyere PAH-

konsentrasjon enn mikrosilikastøvet. I beregningene er det benyttet en maks-konsentrasjon for PAH i støvnedfallet på 1 g/kg. Dette tilsvarer høyeste verdi i partiklene fra sedimentfellene.

Atmosfærisk nedfall av PAH som havner utenfor områdene med tette flater antas i denne beregningen å bli holdt tilbake i nedbørsfeltet. Beregningene er gjort ut fra følgende ligning:

$$F_{\text{atm}} = C_{\text{part}} * M_{\text{part}}$$

F_{atm} = Atmosfærisk nedfall av PAH

C_{part} = PAH-konsentrasjonen i partiklene (mg/kg)

M_{part} = mengde partikler (g/areal)

Følgende antagelser gjøres i beregningen:

- Partikkelnedfall på 43 g/m²/år er representativ for området i og rundt Fiskåbukta.
- PAH-konsentrasjonen i støvnedfallet er fra 35-1000 µg/kg.
- Atmosfærisk nedfall som havner på landområdet utenfor tette flater holdes tilbake i nedbørsfeltet og transporteres ikke med elver og bekker til sjøen. Atmosfærisk nedfall som havner på tette flater transporteres inn i avløpssystemet.

2.8.3 Fast-fase-ekstraksjon (POM-SPE)

”POM-SPE” er forkortelse for ”plastic polyoxymethylene – solid phase extraction” og baseres på følgende:

Ved væske/væske-ekstraksjon bestemmes totalt innhold av PAH i sedimenter, mens POM-SPE-analysen gir den løste fraksjonen. Biotilgjengeligheten av PAH i sedimentet reduseres ved adsorpsjon til organisk stoff i sedimentet. Teoretisk kan den biotilgjengelige fraksjonen beregnes fra fordelingskoeffisienten K_{OC} . Det er imidlertid vist at adsorpsjonen av PAH til sot (”black carbon”; BC) er mye høyere enn til generelt organisk karbon (Corneliessen og Gustafsson 2004). K_{OC} er derfor ikke en konstant og den ikke adsorberte (biotilgjengelige) fraksjonen av PAH kan være betydelig lavere enn den som kan beregnes med K_{OC} -verdier fra litteraturen.

For å kunne belyse problemstillingen med partikkeladsorpsjon og biotilgjengelighet ble analyser av PAH med fast-fase-ekstraksjon av POM utført som følger (basert på Jonker og Koelmans 2001 med enkelte modifikasjoner, beskrevet i Cornelissen og Gustafsson, 2004).

For hver av de 6 Fiskå-stasjonene (pluss kontroll-gruppen) ble ca. 2 g sediment (vått) og ca. 1 g POM (begge veiet nøyaktig) overført til flasker og tilsatt 315 ml destillert vann (inneholdende antibakterielt middel; som beskrevet i Jonker og Koelmans 2001). I tillegg ble en flaske kun tilsatt POM og vann (blank). Deretter ble alle flaskene satt på ristebord. Etter 28 døgn (likevekt i trefase-systemet: partikler \Leftrightarrow vann \Leftrightarrow POM) ble sediment og vann helt av slik at kun POM'en var igjen i flasken. Denne ble tatt ut med en pinsett og skylt forsiktig i destillert vann. Deretter ble POM'en overført til et glødet begerglass før 40 ml Sykloheksan og internstandard (200 ng av hver deutererte PAH komponent som benyttes på laboratoriet) ble tilsatt begerglasset. Glasset ble så satt på ultralydbad i 30 minutter, før det ble satt i ro over natten. Deretter ble glødet Na_2SO_4 tilsatt for å fjerne vann fra vaskingen. Sykloheksanekstraktet ble dekantert over i et inndampingsrør før ekstraktet ble dampet inn til 200 µl før analyse på GC-MS (gasskromatografi og massespektrometri). Deteksjonsgrensen var 2 ng/POM.

Resultatene av SPE-analysene av PAH kan relateres til bioakkumulering og ses derfor i sammenheng med bioakkumuleringstesten. Videre vil man kunne gi et estimat for stedegne fordelingskoeffisienter for likevekten sediment \Leftrightarrow vann (K_d). Dette er basert på følgende (Jonker og Koelmans 2001):

$$Q_{\text{tot}} = C_s M_s + C_w V_w + C_p M_p$$

hvor:

Q_{tot} er total mengde av en gitt PAH i systemet (μg ; tilsvarer mengden analysert i det tilsatte sedimentet).

C_s er konsentrasjonen av forbindelsen i sedimentet ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt).

M_s er massen av det tilsatte sedimentet (kg tørrvekt)

C_w er konsentrasjonen i vannet ($\mu\text{g}/\text{L}$; ukjent)

V_w er volumet av vann tilsatt (L)

C_p er konsentrasjonen i POM'en ($\mu\text{g}/\text{kg}$; analysert)

M_p er massen av POM (kg)

Man har følgende fordelingskoeffisienter i systemet:

$$K_d = C_s/C_w$$

$$K_p = C_p/C_w$$

Man kan derfor uttrykke:

$$K_d = \frac{1}{M_s} \left(\frac{K_p Q_{\text{tot}}}{C_p} - M_p K_p - V_w \right)$$

Verdier for K_p for flere PAHer er gitt av Jonker og Koelmans (2001) (**Tabell 11**). Disse forfatterne påviser også at K_p er proporsjonal med stoffenes oktanol:vann-fordelingskoeffisient (K_{ow}). Denne sammenhengen er gitt ved ligningen:

$$\log K'_p = 0,72 \times \log K_{ow} + 0,39$$

Man kan dermed regne ut K'_p for de øvrige PAHene.

Tabell 11. $\log K_p$ -verdier for et utvalg PAHer gitt av Jonker og Koelmans (2001).

PAH	$\log K_p$ (L/kg)
Fenantren	3,29
Antracen	3,47
Fluoranten	3,73
Pyren	3,76
Benzo[a]antracen	5,51
Krysen	4,51
Benzo[e]pyren	4,73
Benzo[b]fluoranten	4,88
Benzo[k]fluoranten	4,94
Benzo[a]pyren	4,99
Benzo[ghi]perylene	4,90

I det følgende er konstanter for krysen, benzo[k]fluoranten og dibenz[a,h]antracen benyttet ved utregninger for hhv. krysen/trifenylen, benzo[j,k]fluoranten og dibenz[a,c/a,h]antracen.

Videre i denne rapporten omtales POM-SPE-utledete K_d -verdier også som "målte" eller "empiriske" K_d -verdier.

2.8.4 Bidrag fra tette flater og avløpsanlegg

Kristiansand kommune v/o.ing Randi Skjelanger har beregnet at det dreneres ca. 13 km² med bolig-/industriområder/veier til Vesterhavn og Fiskåbukta (områdene A og B i **Figur 2**). Av dette er ca 9 % fellesavløpssystem og ca 91 % separat avløpssystem.

Nedbøren i Kristiansand har i middel i 1961 til 1990 vært 1380 mm/år.

Det antas at boligområdene i gjennomsnitt har 35 % med tette flater. Videre antas det at andelen tette flater som er direkte knyttet til avløpsnett er 0,6. Det vil si at vi antar at 40 % av de tette flatene drenerer ut i hager, parker, midtrabatter, gressplener etc. Tapet av nedbør i form av tilbakeholdelse og fordampning fra tette flater regnes til 100 mm pr. år.

Konsentrasjonen av PAH i overvann antas å følge den anerkjente databasen StormTac (Larm, T. 2003). I henhold til denne og litteraturestudier utført ved NIVA, (Lindholm, O. 2004) antas konsentrasjonen til 0,6 µg/liter. En tabell fra denne databasen for overvann i separatsystemer er vist under.

Schablonhalter, StormTac, version 2003-02													http://hem.passagen.se/larm007/page2	
Markanvändning	Median (riktvärden)													
	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	olja	PAH	BaP	
Urban	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	
Vägar (30 000 fordon/dygn)	0.24	2.4	31	72	197	0.44	5.0	4.4	0.1	115	1.0	1.5	0.04	
Parkeringar	0.1	1.1	30	40	140	0.45	15	4	0.1	140	0.8	1.7	0.06	
Villor	0.2	1.5	10	35	100	0.5	4	6	0.1	45	0.2	0.6	0.1	
Radhus	0.2	1.5	15	40	110	0.6	6	15	0.1	45	0.25	0.6	0.1	
Flerfamiljshus	0.25	1.65	20	80	140	0.7	12	15	0.1	70	0.3	0.6	0.1	
Fritidshus	0.6	3.3	5	20	80	0.5	2	5	0.05	50	0.1	0.3	0.05	
Koloniområden	0.15	5	5	15	50	0.2	0.2	1	0.03	38	0	0	0	
Centrum	0.35	2.1	40	30	140	1	5	10	0.1	200	0.8	0.6	0.1	
Industrier	0.4	2	40	70	330	1	5	10	0.1	200	1.5	1	0.15	
Park	0.12	5	5	15	18	0.3	0.7	2	0.02	70	0	0	0	
Golfbanor	1.3	5	5	15	18	0.3	0.7	2	0.02	55	0	0	0	
Atmosfærisk deposition	0.02	2.4	3	5	30	0.11	0.17	0.4	0.01	0	0	1.9	0.01	
Rural														
Skogar	0.03	0.9	6	6.5	15	0.2	0.1	0.5	0.03	40	0	0	0	
Jordbruksmarker	0.15	4	9	14	20	0.1	0.1	0.5	0.03	190	0	0	0	
Gräs- och ängsmarker	0.1	3	3	15	25	0.3	0.3	0.5	0.03	140	0	0	0	
Våtmarker	0.05	0.9	6	7.5	12.5	0.15	0.15	0.5	0.015	16	0	0	0	

Det er ca 6 overløp fra fellesavløpssystemet som drenerer til Vesterhavn. Utslippene fra disse er relativt små i forhold til utslippet fra overvann i separatsystemet og fra Odderøya avløpsrenseanlegg. Hvor store disse utslippene er, er også ukjent. Det antas at bidraget maksimum ligger i området ca 10 % av det til overvannsutslippet og effluenten fra Odderøya. Vi velger derfor å se bort fra overløpene her.

Fra Odderøya avløpsrenseanlegg renner det i gjennomsnitt ut ca 6,9 millioner m³ pr. år.

Det er normalt å regne ca 0,3 µg PAH/l i utløpet fra mekanisk kjemiske avløpsrenseanlegg. Det viser bl. a. studier av Lindholm (2004) og nylig utførte målinger ved BUVA avløpsrenseanlegg i Drammen.

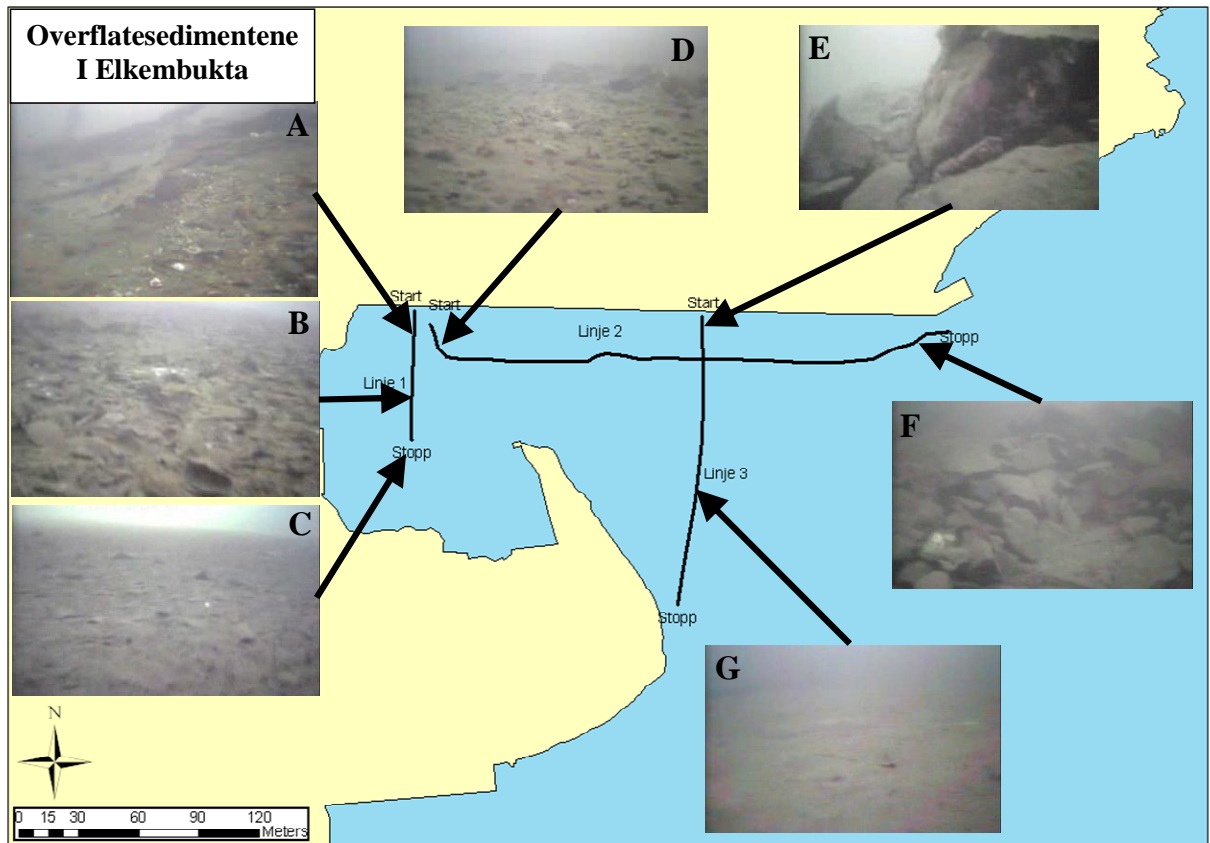
3. Resultater

3.1 Grunnleggende sedimentkarakteristikk

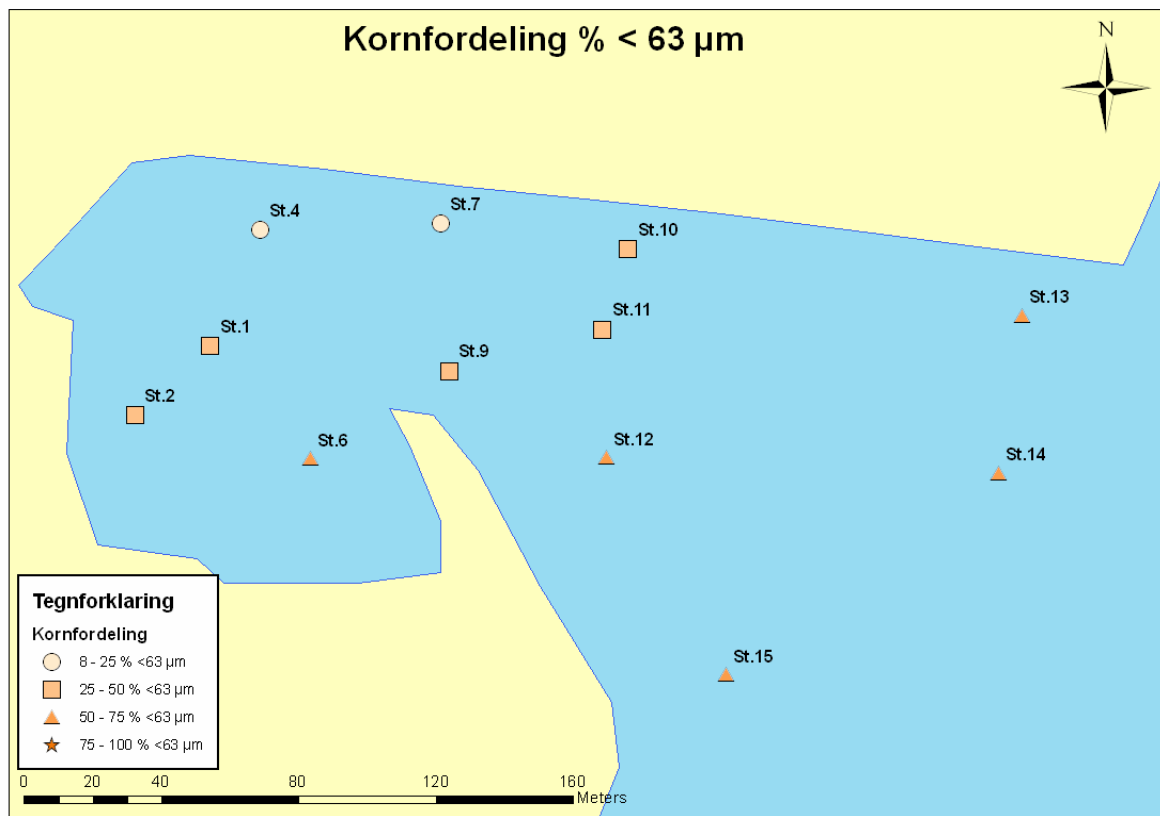
Overflatesedimentene i Elkembukta er undersøkt med håndholdt videokamera og ved prøvetaking av overflatesedimenter. **Figur 14** viser bilder av overflatesedimentene fra utvalgte områder i Elkembukta og profilene som ble kjørt.

Sedimentundersøkelsene viser at bukta grovt kan deles inn i tre områder med ulike sedimenttyper.

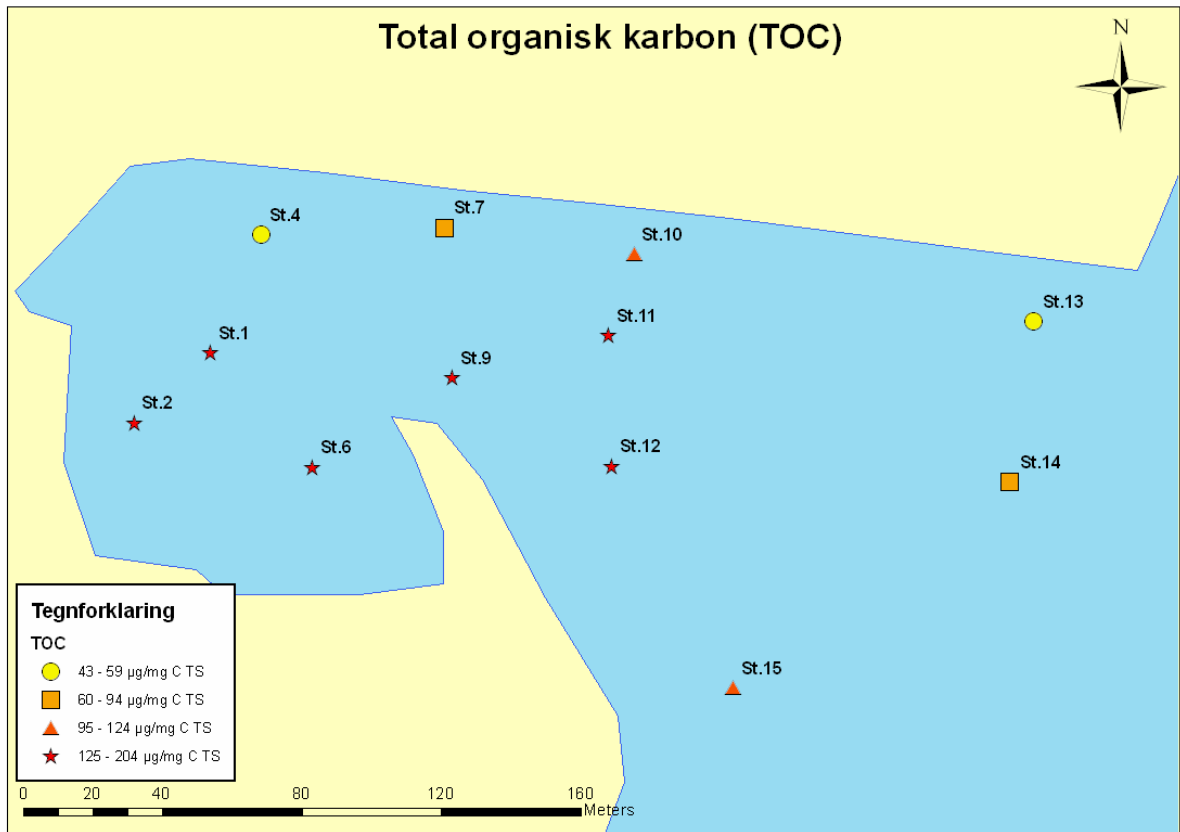
- 1- *Indre område med finkornede, anoksiske sedimenter* og mye bladrester. Arealet er ca. 16000 m². I dette området ble det observert H₂S i sedimentene noe som også støttes av observasjonen av hvite matter på sedimentoverflaten. Denne typen hvite matter på sedimentoverflaten kan ofte observeres i områder der sedimentene har høyt innhold av organisk materiale og en overgang mellom oksygen og sulfid i sedimentoverflaten. Sedimentene har en andel partikler < 63 µm på 43-56 prosent (**Figur 15**) og et innhold av total organisk karbon på 17-20 prosent (170-204 µg/mg C TS, **Figur 16**). Området er trolig et akkumulasjonsområde for partikler som kommer med bekken innerst i Elkembukta og partikler som virvles opp fra skipene.
- 2- *Område langs kaifronten og ved utstikker i Elkembukta har grove sedimenter* bestående av hovedsakelig stein og grus (**Figur 14** og **Figur 17**). Arealet er ca. 4500 m². Sedimentene har en andel partikler < 63 µm på < 25 prosent (**Figur 15**) og et innhold av total organisk karbon på 5-9 prosent (56-94 µg/mg C TS, **Figur 16**). De grove sedimentene langs kaifronten er trolig forårsaket av en kombinasjon av spill fra skipene som lossere stein og erosjon som følge av propelloppvirvling. Partikler som avsettes langs kaia mellom skipsanløp vil trolig eroderes ved første større skipsanløp og transporteres til akkumulasjonsområdene på sørsiden av bukta. Noe taurester og metallgjenstander ble også observert i dette området.
- 3- *Ytre område med finkornede sedimenter*. Arealet er ca. 26000 m². I dette området har sedimentene en andel partikler < 63 µm på 57-79 prosent (**Figur 15**) og et innhold av total organisk karbon på 7-17 prosent (70-170 µg/mg C TS, **Figur 16**). Sedimentene blir gradvis gråere utover fjorden. Dette området fungerer som et akkumulasjonsområde, men mottar mindre organisk materiale enn det indre akkumulasjonsområdet (Sedimentfelledata). Dette kan være forklaringen på de mer løse leiraktige sedimentene i dette området. En annen mulig forklaring kan være at finpartikulært materiale fra lossing av stein som foregår i de ytre delene av kaia avsettes i dette området.



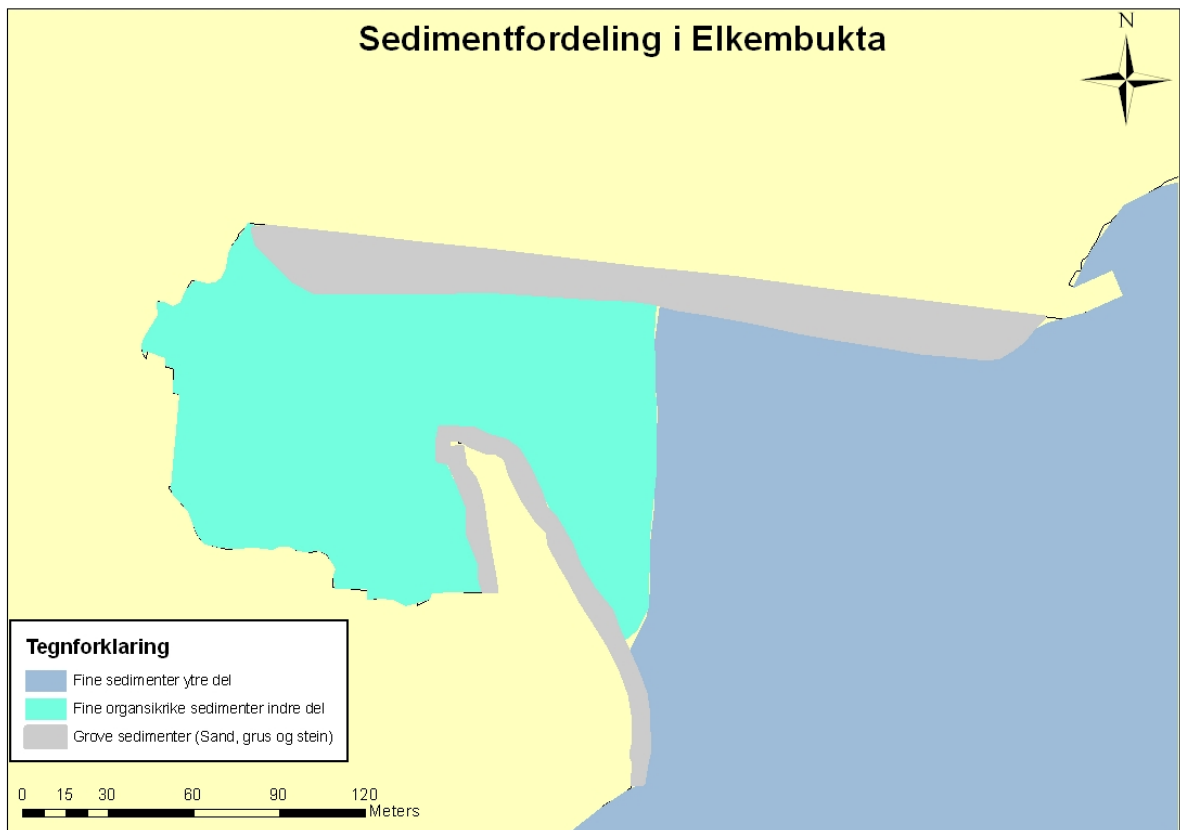
Figur 14. Bilder av ulike overflatesedimenter i Elkembukta basert på videoinspeksjon langs tre linjer. Langs linje 2 og indre del av linje 1 er det svært grove sedimenter og lite finstoff som kan virvles opp.



Figur 15. Kornfordeling i sedimentene.



Figur 16. Sedimentenes innhold av total organisk karbon (TOC).



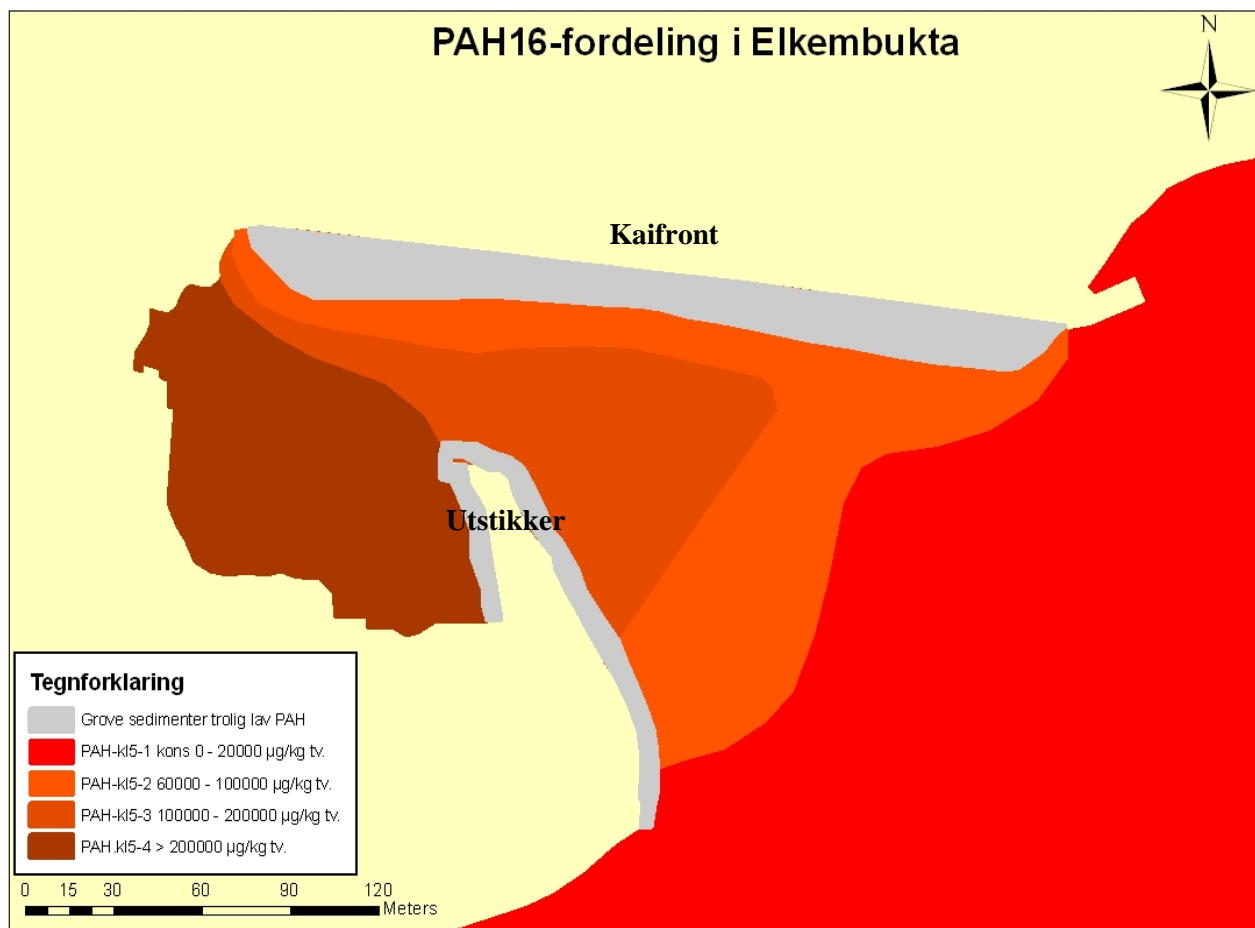
Figur 17. Sedimentfordelingen i Elkembukta.

3.2 Resultater i hht. risikoveilederens trinn 1

3.2.1 PAH-konsentrasjoner i overflatesedimentene

PAH₁₆-konsentrasjonen i overflatesedimentene ble undersøkt ved 18 stasjoner i og rundt det Elkem-aktive området. Analysene viste at PAH-konsentrasjonen i overflatesedimentene var høyest innerst i Elkembukta (>200000 µg/kg) og avtok gradvis utover mot Fiskåbukta (**Figur 18**). Alle de analyserte sedimentoverflateprøvene i Elkembukta var meget sterkt forurenset med hensyn på PAH. Sedimentene langs kaifronten og rundt utsikker i Elkembukta var harde og bestod hovedsakelig av stein og grus. I disse områdene er det trolig lavere PAH-konsentrasjoner. Det lot seg ikke gjøre å få opp egnet materiale til analyse av PAH i sedimentet fra disse områdene. Analyseresultatene fra overflatesedimentene i Elkembukta danner grunnlaget for beregning av PAH-fluksen fra sedimentene. PAH-konsentrasjonene i overflatesedimentene oversiger for alle de analyserte prøvene grenseverdien for ubetydelig risiko i trinn 1 i risikoveilederen.

Analyseresultatene er vist i Vedlegg B.



Figur 18. PAH-konsentrasjonen i overflatesedimentene i Elkembukta.

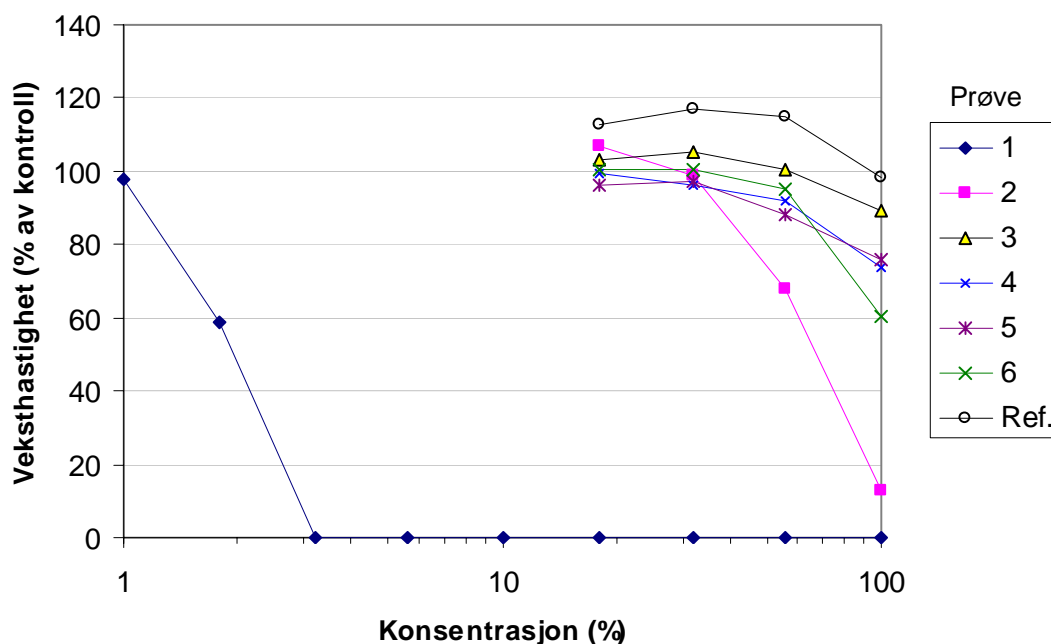
Resultater fra de kjemiske analysene av sedimentprøvene samlet inn til evaluering av risiko for økosystemet ("Fiskå 1" – "Fiskå 6") er presentert i Vedlegg C.

3.2.2 Algetester av porevann fra sedimenter

Resultatene av algetestene av porevann er vist i **Tabell 12** og **Figur 19**. Porevannet fra stasjon 1 var meget giftig for alger og hemmet veksten fullstendig i konsentrasjoner ned til 3.2 % porevann. EC₅₀-verdien ble beregnet til 1.9 % porevann. I prøve 2 var veksthemmingen 87 % (veksthastighet 13% av kontroll) i uforynnet porevann (kons.= 100% porevann) og EC₅₀ verdien ved 60 % porevann. I de øvrige prøvene fra Fiskåbukta var veksthemmingen i uforynnet porevann mindre enn 50% og EC₅₀-verdier kunne ikke beregnes. Porevannet fra referansestasjonen hemmet ikke veksten av alger. I stedet ble det observert stimulering av algeveksten ved 18-56 % konsentrasjon av porevannet.

Tabell 12. Resultater av toksisitetstester med *Skeletonema costatum*

Kons. (%)	Veksthastighet (% av kontroll)						Ref.
	1	2	3	4	5	6	
100	0	13	89	74	76	61	98
56	0	68	100	92	88	95	115
32	0	99	105	96	97	100	117
18	0	107	103	99	96	100	113
10	0	-	-	-	-	-	-
5.6	0	-	-	-	-	-	-
3.2	0	-	-	-	-	-	-
1.8	59	-	-	-	-	-	-
1	98	-	-	-	-	-	-
EC50	1.9	60	>100	>100	>100	>100	>100



Figur 19. Veksthastighet av *Skeletonema* som funksjon av konsentrasjon av porevann fra ulike stasjoner i Fiskåbukta.

Den *potensielle risikoen* representert av sedimentene på de seks stasjonene utvalgt for testing av risiko på økosystemet ("SED-ARU-1" til "SED-ARU-6", se **Tabell 5**; heretter omtalt som "Fiskå 1" – Fiskå 6") ble regnet ut i hht. risikoveilederen. Denne ble kun evaluert på basis av konsentrasjonene av 10 PAHer (naftalen, fenantren, antracen, fluoranten, benzo[a]antracen, krysen, benzo[k]fluoranten, benzo[a]pyren, indeno[1,2,3-*cd*]pyren og benzo[*ghi*]perylene), samt algetesten på porevann. Risikobidraget fra metaller, PCB, mineralolje, tributyltinn (TBT) og toksisitetstester på organisk ekstrakt ble ikke evaluert, da disse komponentene ikke ble analysert. Den potensielle risikoen fra disse sedimentene oversteg grenseverdien på alle stasjoner og hver enkelt PAH-forbindelse oversteg sin grenseverdi. Det totale risikobidraget for prøvene beregnet på bakgrunn av de målte parametrene overskred grenseverdien med en faktor ~200 (Fiskå 5) til ~2400 (Fiskå 1).

3.3 Resultater i hht. risikoveilederens trinn 2

3.3.1 Risiko for spredning

Konsentrasjoner og spredning av tilført PAH vil i stor grad være bestemt av vannutskiftningen i bukta, partikkelkonsentrasjonen i vannmassene og PAH-konsentrasjonen i partiklene. Erfaringsmessig utgjør løst PAH en relativt liten andel av den totale mengden PAH.

Vannutskiftningen er bestemt av et samspill av flere mekanismer:

1. Ferskvannet fra Fiskåbekken blander seg med sjøvann og danner et brakkvannslag som flyter ut av bukta, dvs. bidrar til utskiftningen av sjøvann i bukta.
2. Tidevannet gir høyvann og lavvann to ganger i døgnet. Forskjellen mellom høy- og lavvann er vanligvis 20-25 cm, som betyr at ca. 20.000 m³ transporteres inn/ut av bukta hvert døgn
3. Meteorologisk påvirkning (lufttrykk og vind).
4. Variasjoner i egenvekten til vannmassene i kyststrømmen (ofte pga. skiftende vindforhold) vil også øke vannutskiftningen i fjordområdene innenfor.

For en generell vurdering av vannutskiftningen bruker vi dels en enkel regnemaskinmodell – Fjordmiljø (Stigebrandt, 2001) og dels resultatene av strømmålingene i bukta. Modellberegningene gir en typisk oppholdstid for brakkvannslaget (dvs. vannlaget ned til 0.5-1 m dyp) på 8-12 timer. Sjøvannslaget under brakkvannslaget har en typisk oppholdstid på ca. 12 timer. Vi understreker at dette er enkle gjennomsnittsbetraktninger, med store variasjoner omkring. Vannvolumet er 350.000 m³ og beregningene tyder derfor på en typisk utskiftning av ca. 8 m³/s.

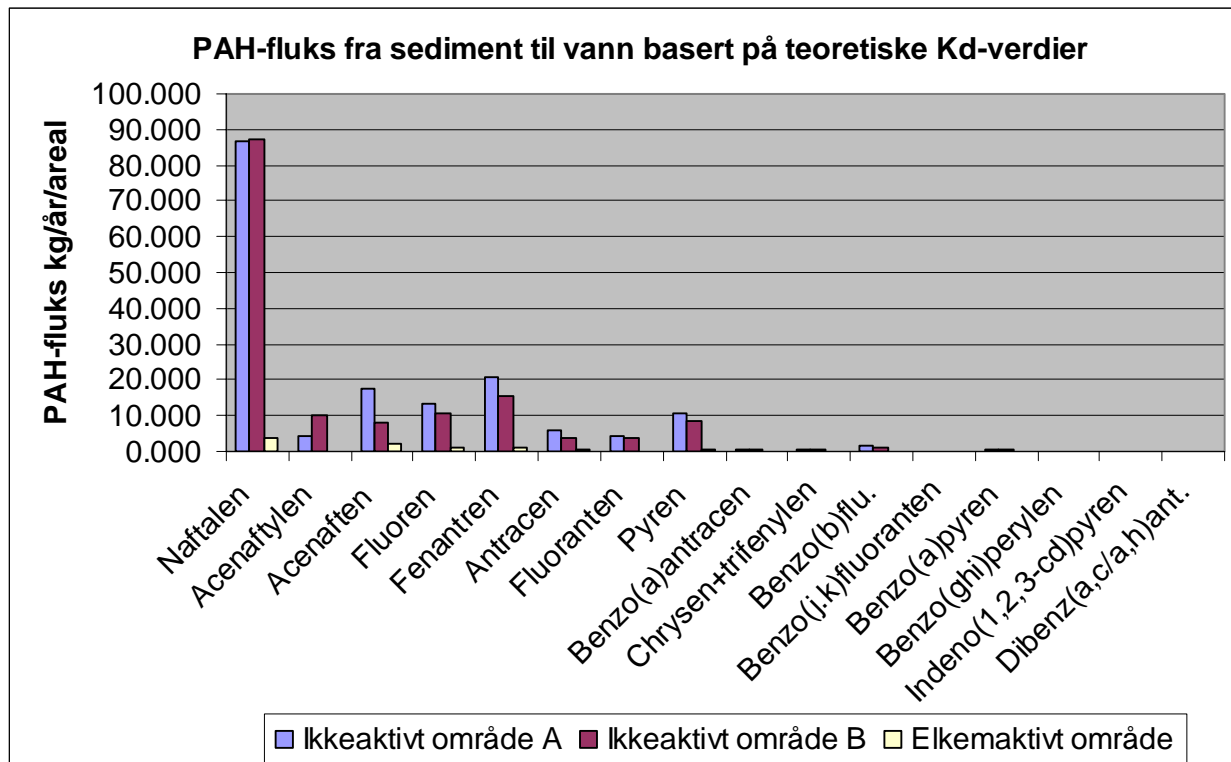
Områdespesifikke beregninger av vannutskiftning og partikkeltransport vil bli gjort på grunnlag av målte verdier for strømhastigheter og partikkelkonsentrasjon (risikoveilederens trinn 3).

Beregning av PAH-transport fra sediment til vannmasser via biodiffusjon

Beregninger av hvor mye PAH som lekker ut fra sedimentene er gjort ved hjelp av formelverket og teoretiske fordelingskoeffisienter (K_d -verdier) presentert i risikoveilederen. Beregninger er gjort for både det Elkem-aktive og Elkem-ikkeaktive området (**Figur 2**) og gir en fluks fra sediment til vann på 9-19 kg/PAH/år (0,2-0,4 gPAH/m²/år) fra det Elkem-aktive området. (**Tabell 13**). For område A+B blir fluksen ca. 310-1260 kgPAH/år (0,07-0,3 gPAH/m²/år), som relativt sett er noe mindre.

Tabell 13. Oversikt over maksimum og midlere PAH-fluks ved K_d -verdier hentet fra risikoveilederen. Maks-verdiene er beregnet ut fra høyeste PAH-konsentrasjon i området.

Område	Fdiff, maks [kg/areal/år]	Fdiff, middel [mg/areal/år]
Sum PAH-fluks område A (2.042.000 m ²)	468	166
Sum PAH-fluks område B (2.122.000 m ²)	791	150
Sum PAH-fluks Elkem-aktivt område (47.000 m ²)	19	9



Figur 20. PAH-fluksen i de ulike områdene basert på teoretiske K_d -verdier og midlere PAH-konsentrasjon i overflatesedimentene.

Beregningene ved bruk av teoretiske K_d -verdier viser at naftalen er den dominerende komponenten og utgjør 40-50 % av totalfluksen (**Figur 20**). Dette til tross for at det er relativt lave naftalenkonsentrasjoner i sedimentene sammenlignet med de andre komponentene. Under trinn 3 blir det gjort tilsvarende beregninger på grunnlag av målte K_d -verdier.

Oppvirvling fra skip (trinn 2)

Beregninger av spredning som følge av skipsoppvirvling er gjort i henhold til formelverk presentert i risikoveilederen (se kap. 2.7.1 i foreliggende rapport). Spredningen er beregnet til å utgjøre en årlig fluks fra sedimentene på ca. 5 kg (4,9 kg ved K_d -verdi fra risikoveileder).

Transport via organismer (trinn 2)

Transport via organismer er i det Elkem-aktive området beregnet til å utgjøre i 0,5-2 kg pr. år. Samme type beregninger for de Elkem-ikkeaktive områdene A og B gir henholdsvis flukser på 0,009-0,7 kg pr. år og 0,01-0,7 kg pr. år. Selv med et konservativt estimat er denne transporten altså lav i det Elkem-aktive området. I realiteten er denne variabelen neglisjerbar når det gjelder PAH, siden fisk har en god evne til å biotransformere (omdanne) PAH-forbindelser og skille dem ut (Van der Oost et al. 2003).

Total transport fra sediment (trinn 2)

Total transport av PAH fra sedimentene i det Elkem-aktive området er i trinn 2 beregnet til å utgjøre 15-25 kg pr. år. Det er ikke gjort totaltransportberegninger for det Elkem-ikkeaktive området.

3.3.2 Risiko for økosystemet

Risiko for økosystemet er innledningsvis i trinn 2 evaluert ved å sammenligne målte konsentrasjoner av PAH i sedimentene med maksimalt tillatte nivåer (MPC) i flg. risikoveilederen (risikoveilederens Vedlegg B). Grenseverdiene for økologisk risiko er basert på likevektsfordeling av miljøgifter mellom sediment og vann. Dette forutsetter at eksponering skjer via porevannet. MPC-nivåene er basert på "No Observable Effect Concentrations" (NOEC) i vann, hentet fra litteraturen. Det bør bemerkes at mange av disse konsentrasjonene er basert på tester med arter i ferskvann. Likevektskoeffisienten sediment/vann (K_d) gir mulighet for å "oversette" disse grenseverdiene til sedimentkonsentrasjoner. Det må bemerkes at dette er en tilnærming og at toksisitetstester med sediment i teorien kunne slå annerledes ut enn "vanntestene" som grenseverdiene baseres på. Giftighet som følge av kontakt med forurenset sediment kan oppstå, uten at det vil komme til uttrykk i denne tilnærmingen. Vedlegg I viser sedimentkonsentrasjonene av PAH fra Fiskå (stasjonene 1-6) sammenliknet med MPC. Det fremgår at konsentrasjonene ved Fiskå er vesentlig høyere enn grenseverdiene, som er basert på risikoveilederens sjablongverdier for K_d . Dersom en regner ut sediment-grenseverdier basert på K_d som er normalisert til TOC-innholdet i sedimentet, vil de fleste komponentene på samtlige stasjoner fortsatt overstige grenseverdiene vesentlig (Vedlegg I).

Risiko for økosystemet er videre evaluert på bakgrunn av akutt effekt av porevann, effekter av helsediment på organismer og potensial for bioakkumulering. Resultatene er beskrevet i det følgende.

3.3.3 Akutt effekt av porevann

Evaluering av akutt effekt av porevann på algen *Skeletonema costatum* inngikk også i risikoveilederens trinn 1 og resultatene er beskrevet over (se Kap. 3.2).

Evalueringen av akutt toksisitet av porevann på *Acartia tonsa* er et supplement i forhold til det som er beskrevet i risikoveilederen og ble gjennomført for å styrke datagrunnlaget for vurderingen. Denne testen viste størst dødelighet i porevann fra stasjonene 1 og 2 (**Tabell 14**). I begge prøvene ble LC_{50} beregnet til 40 % (kons. porevann). I prøvene 3-7 var overlevelsen 77-85 % i ufortynnet porevann og LC_{50} -verdiene således >100 % porevann. I referansesedimentet var overlevelsen 43 % som indikerer en $LC_{50} < 100$ %. Denne verdien er imidlertid mer usikker fordi antallet forsøksdyr var lite.

Tabell 14. Resultat av toksisitetstest med *Acartia tonsa*

Prøve	Konsentra- sjon	Antall <i>Acartia</i>	Antall døde 24 timer	Antall døde 48 timer	% overlevelse 48 timer	LC_{50}
Kontroll	0 %	47	2	4	91	
1	10 %	22	1	1	95	40
"	25 %	33	5	11	67	
"	50 %	30	6	17	43	
2	10 %	24	4	11	54	40
"	25 %	24	8	7	71	
"	50 %	25	1	15	40	
3	100 %	28	0	7	75	>100
4	100 %	22	0	5	77	>100
5	100 %	22	0	5	77	>100
6	100 %	29	0	5	83	>100
Referanse	100 %	14	2	8	43	<100

Evalueringen av akutt effekt av porevann på den marine bakterien *Vibrio fischeri*, Microtox™, er også et supplement i forhold til det som er beskrevet i risikoveilederen og ble gjennomført for å styrke datagrunnlaget for vurderingen. Alle resultatene fra denne testen er presentert i Vedlegg D (Testrapport, Microtox™). Kun stasjon 1 viste noen toksisk effekt av porevann i denne testen (**Tabell 15**). Toksisiteten av porevann fra denne stasjonen kan imidlertid betraktes som *betydelig* (Hege Stubberud, pers. komm.). Videre kommer det frem at toksisiteten er høyere etter 15 min., enn etter 5 minutters eksponering (**Figur 21**). EC₅₀ er interpolert til 7,855% etter 15 min. eksponering for denne stasjonen. Ingen effekt kunne påvises av porevann fra de andre stasjonene fra Fiskå, samt referanse-sedimentet (Vedlegg D).

Tabell 15. Resultattabell Microtox™, stasjon 1, Fiskå. Bakteriene ble eksponert for ulike konsentrasjoner av porevann, fra 0 % (Control) til 45% (Sample 8).

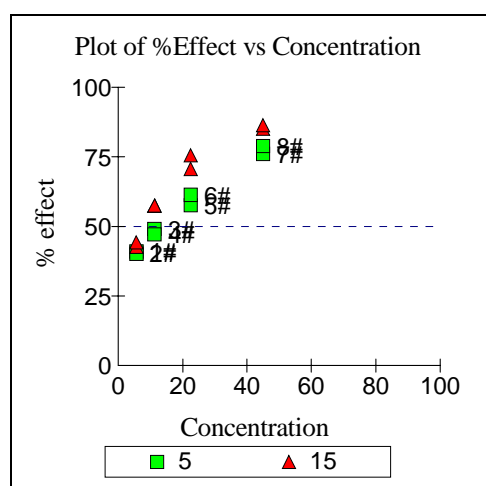
Sample	Conc (%)	I ₀	Data etter 5 minutter			Data etter 15 minutter		
			I _t	Gamma	% effect	I _t	Gamma	% effect
Control	0.000	97.90	80.25	0.8197 #		73.25	0.7482 #	
Control	0.000	97.41	80.68	0.8283 #		73.18	0.7513 #	
1	5.625	105.22	51.16	0.6947 #	40.99%	45.20	0.7453 #	42.70%
2	5.625	102.72	50.60	0.6727 #	40.22%	42.90	0.7952 #	44.29%
3	11.25	102.45	42.94	0.9659 #	49.13%	32.69	1.350 #	57.44%
4	11.25	98.89	43.04	0.8932 #	47.18%	31.50	1.354 #	57.51%
5	22.50	104.48	36.47	1.361 #	57.64%	22.97	2.410 #	70.68%
6	22.50	97.63	31.08	1.588 #	61.37%	17.85	3.101 #	75.61%
7	45.00	85.23	16.78	3.185 #	76.11%	9.45	5.762 #	85.21%
8	45.00	88.64	15.42	3.737 #	78.89%	9.01	6.376 #	86.44%

I₀: Utsendt lys ved start

I_t: Utsendt lys ved forsøketts slutt (hhv. 5 min og 15 min)

Gamma: %effect/(100 - %effect)

EC₅₀ er interpolert til 7,855% etter 15 min. eksponering.



Figur 21. Microtox™ effekt (%) av porevann fra Fiskå-stasjon 1 som funksjon av konsentrasjon (%) porevann. Grønne kvadrater viser effekt etter 5 min., mens røde triangler viser effekt etter 15 min.

3.3.4 Effekter av sediment på organismer

I helsediment-testen med fjæremarken (*Arenicola marina*) blir "casting rate" (mengde ekskrementering), samt ikke nedgravde individer registrert ved dag 1, 3 og 10 etter forsøket start. Ved dag 10 (forsøket slutt) blir også antall levende individer registrert. Resultatene er presentert i Vedlegg E. Observasjonene er gjort i triplikater av hvert sediment/hver stasjon. Ingen dødelighet ble observert i samtlige kar. Kun ett individ ble observert på sedimentoverflaten i en av replikatene på Fiskå-stasjon 2, ved dag 10. Ingen forskjeller i casting kunne observeres mellom stasjoner ved dag 1. Ved dag 3 var det tydelig at sediment fra alle 6 stasjonene ved Fiskå var mindre attraktive som føde for organismene, enn kontroll-sedimentet (dersom casting rate i samtlige replikater av kontroll er høyere enn casting rate i samtlige replikater av sedimentet som sammenlignes, vil resultatet være signifikant ($p < 0,05$) i en ikke-parametrisk Mann-Whitney U test). Ved dag 10 var det fortsatt tydelig at sedimentene fra stasjon 3-6 ved Fiskå var mindre attraktive for organismene, enn kontroll-sedimentet. Imidlertid hadde organismene som var eksponert for sediment fra stasjon 1 og 2 ved Fiskå (de mest forurensete) begynt å produsere ikke ubetydelige ekskrementhauger mot slutten av forsøket. Man kan ikke si med sikkerhet at organismene i kontroll-gruppen hadde høyere casting rate enn disse, i denne perioden.

3.3.5 Bioakkumulering i sedimentlevende organismer

Tørrstoff, fettinnhold og PAH-konsentrasjoner kvantifisert i *Nereis diversicolor* og *Hinia reticulata* eksponert for sediment fra de 6 stasjonene fra Fiskå-området, samt referanse-sediment (kontroll-gruppen) er presentert i Vedlegg F.

Dersom konsentrasjonen av en PAH-komponent i organismene i samtlige replikater av en Fiskå-stasjon er høyere enn tilsvarende konsentrasjon i samtlige replikater av kontroll-gruppen, vil resultatet være signifikant ($p < 0,05$) i en ikke-parametrisk Mann-Whitney U test. **Tabell 16** viser hvilke PAH-komponenter som viste seg å bioakkumulere i *N. diversicolor* og *H. reticulata* eksponert for de ulike sedimentene fra Fiskå. Det er tre- til sju-ring-forbindelsene (fenantren, MW=178, til benzo[ghi]perylene, MW=276) som i hovedsak bioakkumulerte. Disse bioakkumulerte i begge organismene på stasjonene nærmest Elkem (stasjon 1-4 for *Nereis* og stasjon 1-3 for *Hinia*). Fluoranten og pyren bioakkumulerte på samtlige stasjoner i begge arter. Dette er også komponentene med de høyeste konsentrasjonene i sedimentene (Vedlegg C).

Dersom en imidlertid ser på forholdene mellom biota-konsentrasjoner og sediment-konsentrasjoner, uttrykt som bioakkumuleringsfaktorer (BAF; kg/kg t.v./t.v.) eller: Biota-til-sediment-akkumuleringsfaktorer (BSAF; kg/kg, f.v./OC) (begge presentert i Vedlegg G) ser man at disse også er høyest for fluoranten og pyren. Dette betyr at disse stoffene akkumulerer i organismene i høyere grad enn de øvrige PAHene, selv om høyere sediment-konsentrasjoner er tatt med i betraktningen. Motsvarende ser en at de mindre/lettere forbindelsene acenaften, fluoren og fenantren akkumulerer i liten grad (lave BAF) fra sedimentene på de innerste stasjonene (Vedlegg G).

Naftalen viser også høye BAF og BSAF på enkelte stasjoner, særlig i kontroll-gruppen. Denne komponenten er imidlertid veldig flyktig og konsentrasjonene som er målt i kontroll-gruppen (*Nereis*) ligger veldig nær deteksjonsgrensen.

De øvrige lettere forbindelsene (acenaften til fluoren) viser også stor variasjon i BAF og BSAF mellom stasjoner.

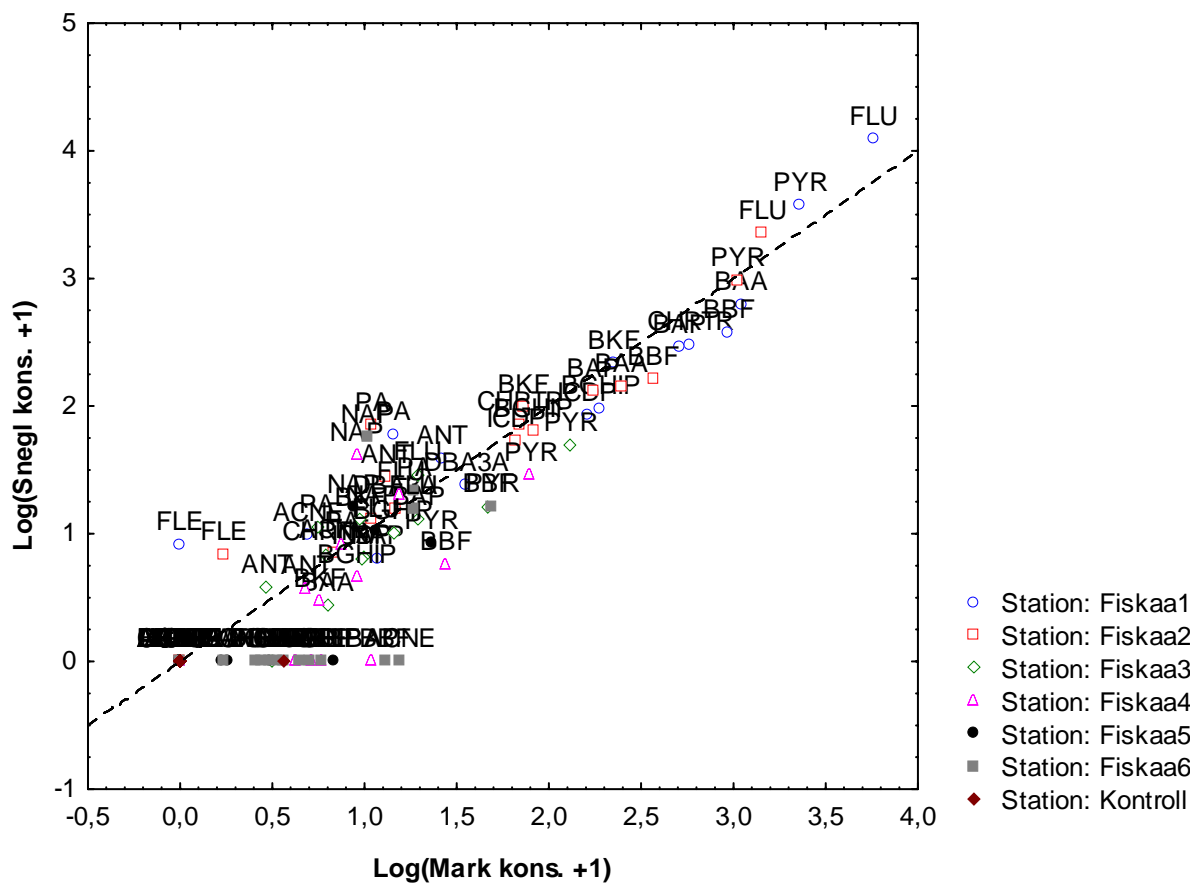
Det var en god sammenheng mellom konsentrasjonene som akkumulerte i de to organismene (**Figur 22**). Det kommer også frem av figuren at de høyeste konsentrasjonene som akkumulerte i begge artene utgjøres av fluoranten og pyren fra de to innerste stasjonene (Fiskå 1 og 2).

Tabell 16. Oversikt over hvilke PAH-komponenter som bioakkumulerte i *Nereis diversicolor* og *Hinia reticulata* fra de ulike sedimentene fra Fiskå.

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

<i>N. diversicolor</i>	NAP	ACNLE	ACNE	FLE	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	CHRTR	BBF	BJKF	BAP	ICDP	DBA3A	BGHIP	Sum PAH
Fiskå 1	Y	N	Y	N	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
Fiskå 2	Y	N	Y	N	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
Fiskå 3	Y	N	N	N	Y	N	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
Fiskå 4	i	N	i	N	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	N	Y	Y
Fiskå 5	i	N	N	N	N	N	Y	Y	N	N	Y	N	N	N	N	N	Y
Fiskå 6	Y	N	Y	N	Y	Y	Y	Y	N	N	Y	Y	Y	Y	N	Y	Y
<i>H. Reticulata</i>	NAP	ACNLE	ACNE	FLE	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	CHRTR	BBF	BJKF	BAP	ICDP	DBA3A	BGHIP	Sum PAH
Fiskå 1	N	N	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
Fiskå 2	N	N	i	N	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y
Fiskå 3	N	N	N	N	Y	N	Y	Y	N	N	Y	Y	Y	N	N	Y	Y
Fiskå 4	Y	N	N	N	N	N	Y	Y	N	N	N	N	N	N	N	N	Y
Fiskå 5	N	N	N	N	N	N	Y	Y	N	N	N	N	N	N	N	N	Y
Fiskå 6	Y	N	N	N	Y	N	Y	Y	N	N	N	N	N	N	N	N	Y

NAP: Naftalen, ACNLE: Acenaftylene, ACNE: Acenaften, FLE: Fluoren, PA: Fenantren, ANT: Antracen, FLU: Fluoranten, PYR: Pyren, BAA: Benzo[a]antracen, CHRTR: Krysen/Trifenylene, BBF: Benzo[b]fluoranten, BJKF: Benzo[j,k]fluoranten, BAP: Benzo[a]pyren, ICDP: Indeno[1,2,3-cd]pyren, DBA3A: Dibenz[a,c/a,h]antracen, BGHIP: Benzo[ghi]perylene.



Figur 22. Konsentrasjoner (Log+1 normalisert) av PAH i *Nereis diversicolor* versus konsentrasjoner (Log+1 normalisert) av PAH i *Hinia reticulata*. Stiplet linje viser forholdet 1:1.

3.4 Resultater i hht. risikoveilederens trinn 3

3.4.1 Fast-fase-ekstraksjon (POM-SPE)

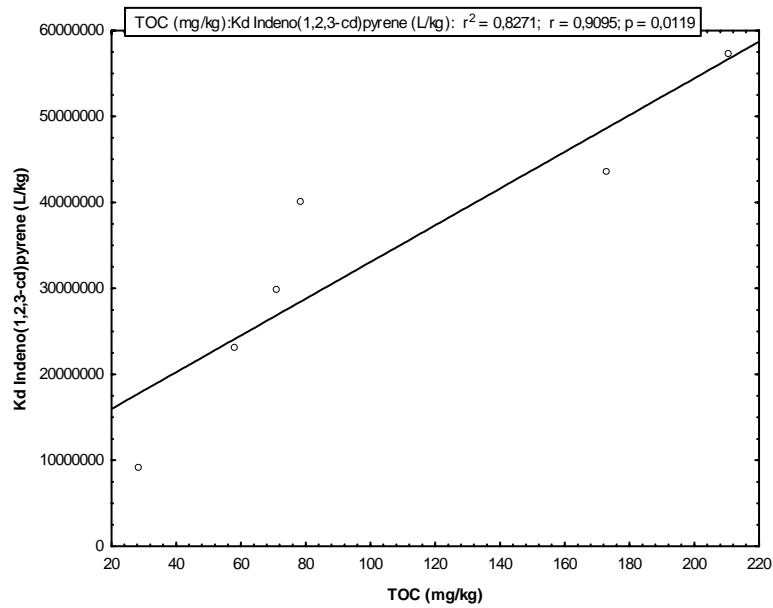
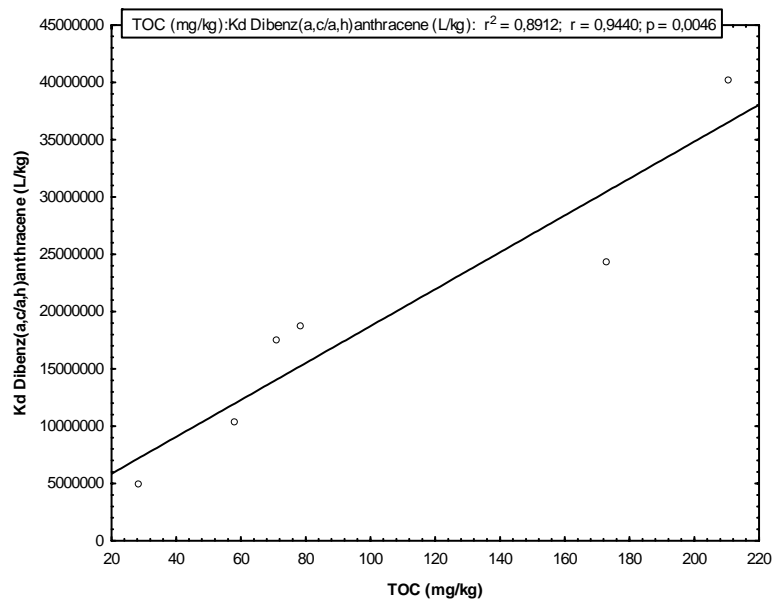
I trinn 3 i risikoveilederen er det åpent for undersøkelser av stedsspesifikke forhold. Ved hjelp av fast-fase-ekstraksjon med "plastic polyoxymethylene" (POM-SPE) ble stedsspesifikke K_d -verdier (L/kg; fordelingskoeffisient sediment/vann) derfor utledet for sedimentene fra Fiskå. Disse er presentert i Vedlegg H. Når K_d er kjent kan man også beregne porevannskonsentrasjonene av PAH i sedimentene.

Risikoveilederen har "sjablongverdier" for K_d som skal brukes i risikovurderinger av forurenset sediment (presentert i Vedlegg H). Disse er nødvendigvis konservative. Disse verdiene er videre normalisert til 1 % organisk karbon og kan justeres for organisk innhold i sedimentene som vurderes. "Sjablongverdiene" fra risikoveilederen, normalisert til TOC i Fiskå-sedimentene er også presentert i Vedlegg H.

Dersom "Sjablongverdiene" fra risikoveilederen (normalisert til TOC i Fiskå-sedimentene) sammenlignes med K_d -verdiene som ble utledet ved POM-SPE, vil man se at de stedsspesifikke verdiene ligger en faktor 9 (fluoranten, Fiskå 1) til 6321 (naftalen, Fiskå 2) høyere. Dersom en ikke ser på naftalen ville høyeste faktor være 2727 (fenantren, Fiskå 4). I de fleste tilfeller ligger de POM-SPE-utledete K_d -verdiene to størrelsesordener høyere enn de i risikoveilederen, normalisert til TOC-innholdet i Fiskå-sedimentene. Dersom TOC-normaliseringen ikke gjøres øker forskjellene ytterligere, som oftest med 2-3 størrelsesordener (minst 2 til 5, eller 4 hvis naftalen holdes utenfor). Dette har selvfølgelig betydning for predikering av spredning av sedimentbundne PAH'er (beskrevet i Kap.3.4.3).

Med stedsspesifikke K_d -verdier er det mulig også å regne ut maksimalt tillate nivåer (MPC) i sediment, basert på grenseverdiene i vann (se over, Kap. 3.3.2, og risikoveilederens Vedlegg B). Vedlegg I viser sedimentkonsentrasjonene av PAH fra Fiskå (stasjonene 1-6) sammenlignet med MPC beregnet bl.a. på bakgrunn av K_d -verdier for sedimentene, utledet ved POM-SPE. Det fremgår at konsentrasjonene ved Fiskå overgår disse grenseverdiene på de to innerste stasjonene for enkelte komponenter (fluoranten og benzo[a]antracen overskrider MPC på begge; Vedlegg I).

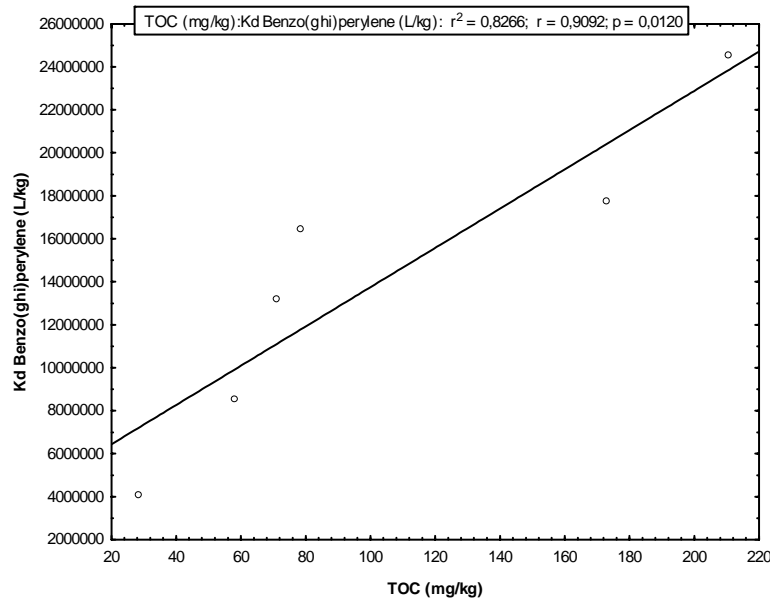
Det ble påvist lineær sammenheng mellom K_d og totalt organisk karbon i Fiskå-sedimentene for de tre tyngste og mest lipofile forbindelsene (med $MW > 270$ og $\log K_{ow} > 6,2$) indeno(1,2,3-*cd*)pyren, dibenz(a,c/a,h)antracen og benzo(*ghi*)perylene (**Figur 23**; signifikante lineære regresjoner med R^2 0,82 til 0,89). De samme forbindelsene viste signifikante lineære sammenhenger mellom K_d og sotkarbon (BC), men med noe lavere forklaringsprosent (R^2 0,75 til 0,87).

a.**b.**

Figur 23. Totalt organisk karbon (TOC) i sedimentene fra Fiskå versus K_d -verdi utledet ved POM-SPE for indeno(1,2,3-*cd*)pyren (**a.**), dibenz(a,c/a,h)antracene (**b.**) og benzo(*ghi*)perylene (**c.**). R^2 og p for regresjonene er angitt.

Forts. **Figur 23**

c.



Dersom en antar at akkumulering av PAH i organismer skjer gjennom en diffusjonslikevekt:

sedimentpartikler \Leftrightarrow porevann \Leftrightarrow organisme,

kan en beregne forventede biotakonsentrasjoner, hvis en kjenner sedimentkonsentrasjonen, K_d og biokonsentreringsfaktoren (BCF) for den aktuelle forbindelsen. Forventede biotakonsentrasjoner er beregnet ved hjelp av BCF oppgitt i risikoveilederen (hentet fra faglitteraturen) og K_d -”sjablongverdiene” fra risikoveilederen (normalisert til TOC-innhold i Fiskå-sediment). I tillegg er forventede biotakonsentrasjoner beregnet ved hjelp av BCF oppgitt i risikoveilederere og K_d -verdiene utledet ved POM-SPE. De sistnevnte blir nødvendigvis lavere av årsakene beskrevet over. Begge disse er presentert i Vedlegg J, sammen med BCF fra risikoveilederen og målte biotakonsentrasjoner (fra bioakkumuleringstest; gjennomsnitt av triplikater).

Det fremkommer av tabellene at forventede biotakonsentrasjoner regnet ut fra risikoveilederens K_d -verdier (normalisert til TOC-innhold i Fiskå-sediment) og BCF er overestimerer. Disse er en faktor 4 (fluoranten i *Hinia* eksponert for sediment fra Fiskå 1) til 3569 (Fenantren i *Nereis* eksponert for sediment fra Fiskå 5). Forventede biotakonsentrasjoner beregnet ved hjelp av BCF oppgitt i risikoveilederere og K_d -verdiene utledet ved POM-SPE er mer sammenlignbare med de faktisk målte konsentrasjonene. Disse skiller seg fra de målte verdiene med en faktor 0,02 (naftalen i *Hinia* eksponert for sediment fra Fiskå 2) til 18 (fenantren i *Nereis* eksponert for sediment fra Fiskå 5). Man risikerer altså å underestimere naftalen vesentlig. Denne komponenten er imidlertid veldig flyktig og analytisk problematisk. Konsentrasjonene ligger også nær deteksjonsgrensen (se Kap. 3.3.5). Dersom en ser bort fra naftalen, skiller de sistnevnte forventede biotakonsentrasjonene seg fra de faktisk målte konsentrasjonene med en faktor 0,336 (fenantren i *Hinia* eksponert for sediment fra Fiskå 6) til 18 (fenantren i *Nereis* eksponert for sediment fra Fiskå 5). De stemmer altså overens innenfor samme størrelsesorden. Fluoranten er den forbindelsen som akkumulerer til de høyeste konsentrasjonene i biota. De forventede konsentrasjonene som beregnes for denne komponenten er også blant de som stemmer aller best med de faktisk målte konsentrasjonene.

3.4.2 Vannmasser og vannutskiftning i bukta

Målingene som beskriver vannmasser og vannutskiftning i bukta ble utført i to omganger, hver på 16-17 døgn. I stor grad ble det brukt instrumenter som registrerte 3-5 parametre 6-30 ganger i minuttet (se kap.2.4). Datamaterialet er dermed svært stort og vi velger å konsentrere framstillingen om de vesentligste forholdene.

Ferskvannstilførselen fra Fiskåbekken gjør at man i Elkembukta oftest kan skjelve mellom to vannmasser : et overflatelag med tykkelse 0,5-1 m og relativ lav saltholdighet, og et underliggende sjøvannslag (**Figur 24**). Når ferskvannstilførselen er liten og/eller virkning av vind og bølger blander vannmassene sammen kan overflatelaget nærmest ikke bli merkbart.

Strømmålingene gir grunnlag for et estimat av vannutskiftningen i bukta. **Figur 25-Figur 28** beskriver strømforholdene nær bunnen (RCM9-måleren) i vestre enden av hovedkaia. Strømhastigheten var vanligvis lav, og typisk 1-3 cm/s. Bare ved avgangene for skipene "Elvita" og "Wilson Marin" om kvelden den 9.12.04 og ved ankomsten av "Livarden" den 3.3.05 ses en stor, helt tydelig og kortvarig (< 2 minutter) økning av strømhastigheten. Ved enkelte av de andre skipsankomstene/-avgangene ses kortvarige og mindre maksima (3-5 cm/s), men det er usikkert om de skyldes virkningen av skipets propell. Ved flere anledninger ble det målt relativt høy strømhastighet uten at det kunne kobles mot kjente skipsforflytninger. Virkning av vind er en mulig forklaring.

Gjennomsnittshastigheter for begge tidsrommene var ca. 2 cm/s, med maksimale hastigheter på ca. 15-40 cm/s. De høye hastighetene er tilstrekkelig for å virvle opp løst slam på bunnen.

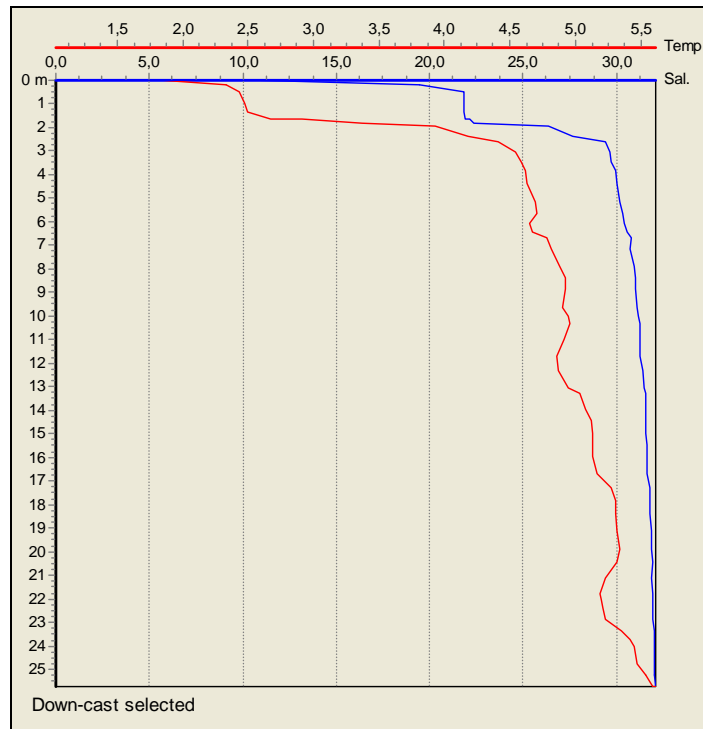
RDCP-måleren var plassert i buktas østre ende og målte i tre deler av vannsøyla: hele vertikalprofilen, nær overflaten og ved bunnen (jfr. kap. 2.4). Hastigheten i det øvre vannlaget (**Figur 29**) varierte mye, men som gjennomsnitt var den 1,5-3 cm/s. Maksimalt 15-25 cm/s over perioder på 20-30 minutter. Strømretningen var overveiende nordlig (**Figur 30**). Dette var uventet fordi man også her hadde ventet å se at strømmen i ganske stor grad var rettet i buktas lengderetning. Forklaringen kan være at strømforholdene i Elkembuktas ytterste del i hovedsak styres av tilstanden i selve Fiskåbukta.

Målingene nær bunnen viste betydelig lavere hastigheter enn ved overflata, med maksimalverdi på ca. 6 cm/s (**Figur 31**). Også her var retningen nordlig.

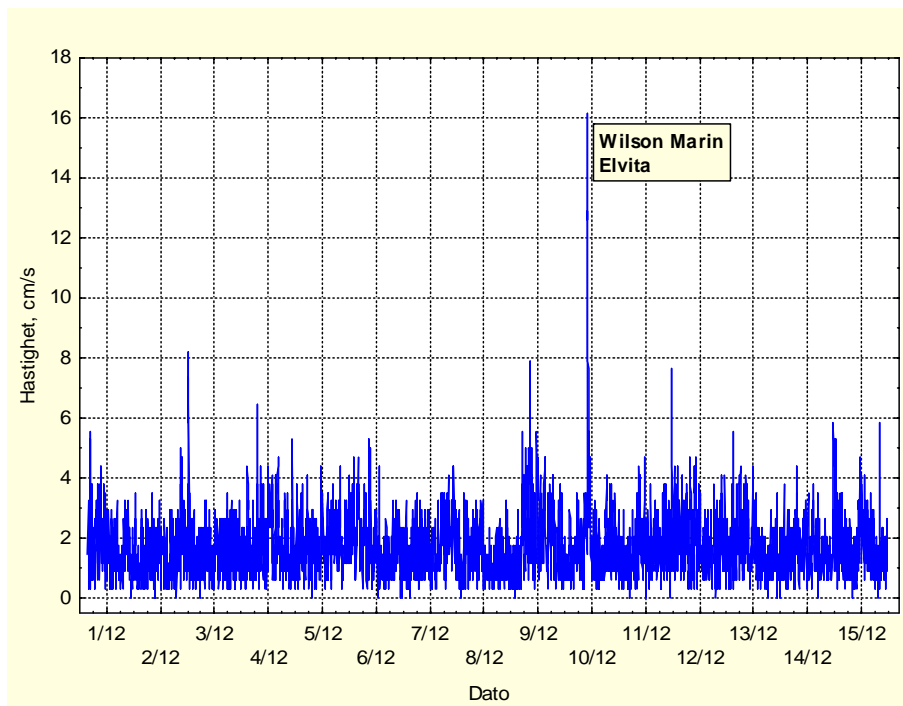
Man kan ikke se bort fra at det har opptrådt kortvarige tidsrom med høyere hastigheter i 10-minutters intervall da målingene foregikk, eller i intervallene mellom målingene. **Figur 25-Figur 26** er eksempel på hvordan hastigheten kan endres mye i løpet av 2-4 minutter.

Resultatene viser at vannutskiftningen og oppholdstiden varierer med en faktor 10-20 med tiden. Vi kan bruke resultatene som grunnlag for noen estimat av typisk tid. Lengden av bukta er 250-300 m og en vannmasse som hele tiden beveger seg med for eksempel 20 cm/s vil tilbakelegge denne distansen på 25-30 minutter. Dette tyder på at 0,5-2 timer kan være et rimelig estimat for oppholdstiden når forholdene er spesielt gunstige (spesielt vil sterk vind i buktas lengderetning gi kort oppholdstid for overflatelaget).

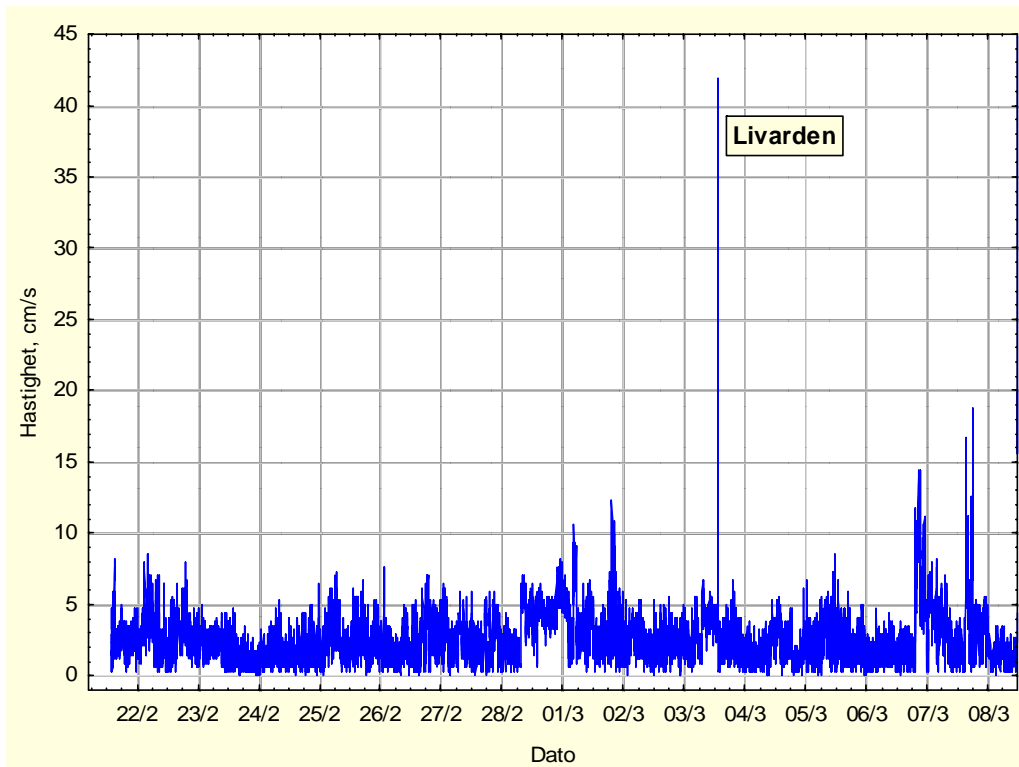
Ved midlere strømhastighet (2 cm/s) blir situasjonen en helt annen. Tiden for å tilbakelegge 250-300 m blir ca. 4 timer og i dette tidsrommet vil sikkert strømmens retning endre seg (tidevann og virvler). Den netto utskiftningen må dermed antas å bli vesentlig mindre – eller distansen blir vesentlig lenger – og et estimat på 8-10 timer virker rimelig. Dette er noe lavere enn det som modellberegningen viste, men likevel i rimelig samsvar.



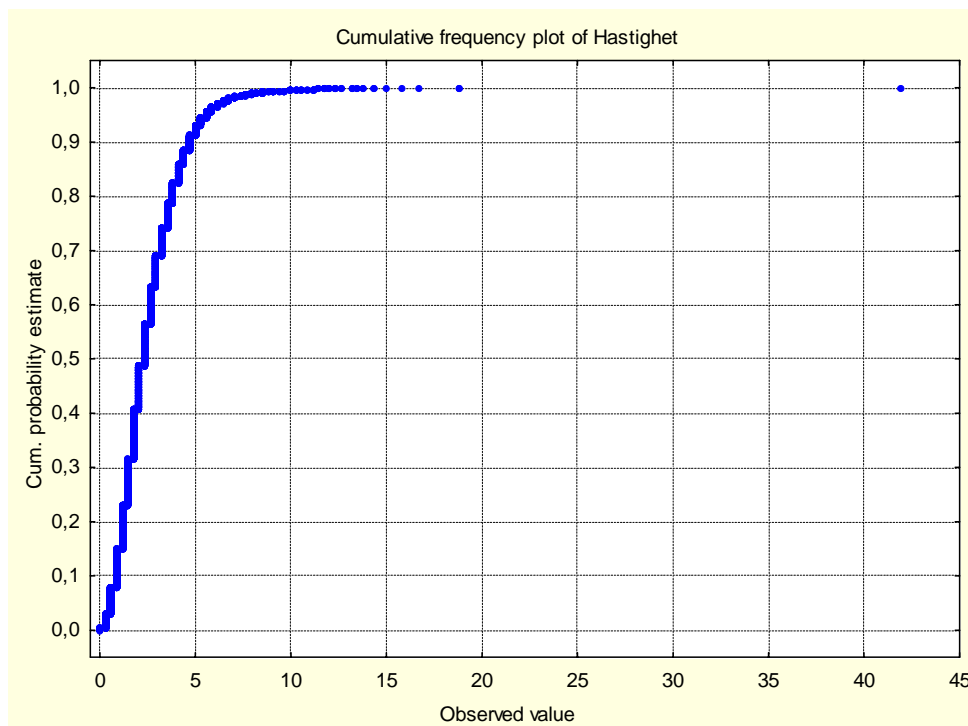
Figur 24. Vertikalprofil av temperatur og saltholdighet sør for hovedkaias østre ende den 21.2.05. Man ser et brakkevannslag ned til 2-3 m dyp, men den nedre delen skyldes trolig tilførselen av ferskvann fra Otra og Topdalselva.



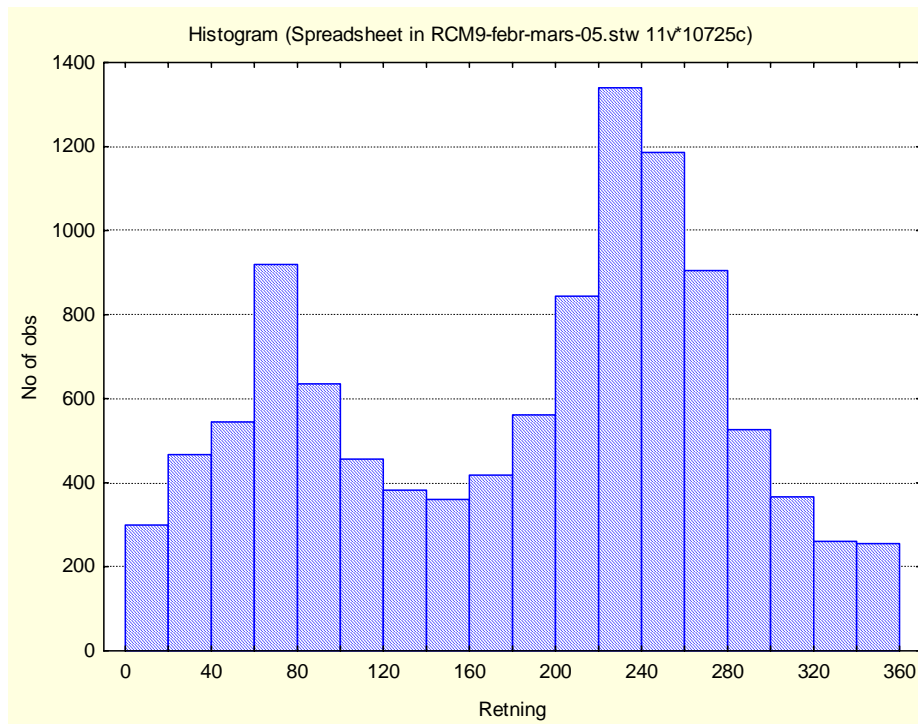
Figur 25. Strømhastighet i 4 m dyp i buktas vestre ende i tidsrommet 30.11-15.12.04. Gjennomsnitt: 1.8 cm/s. Skipsavgangene til "Wilson Marin" og "Elvita" ses tydelig. De andre mindre maksima kan ikke knyttes til skipsbevegelser.



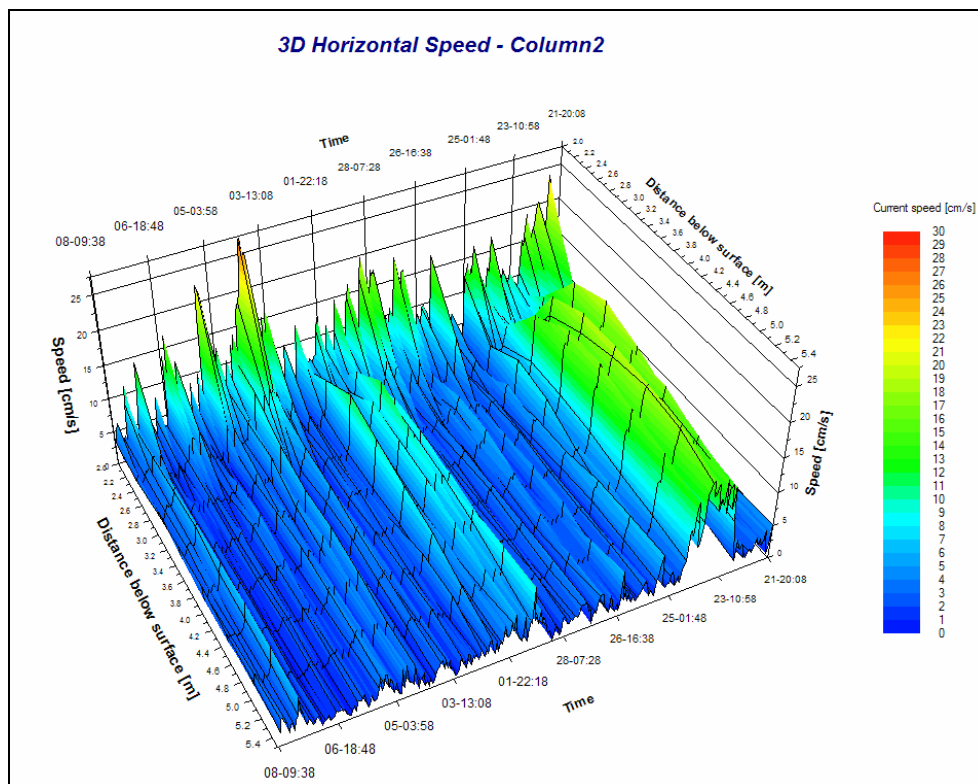
Figur 26. Strømhastighet i 4 m dyp ved hovedkaiaes vestre ende i tidsrommet 21.2-8.3.05. Ankomst av "Livarden" til vestre ende av hovedkaia ses tydelig. Maksimalverdiene den 1.3 og 7.3 kan ikke knyttes til noen kjent ankomst eller avgang.



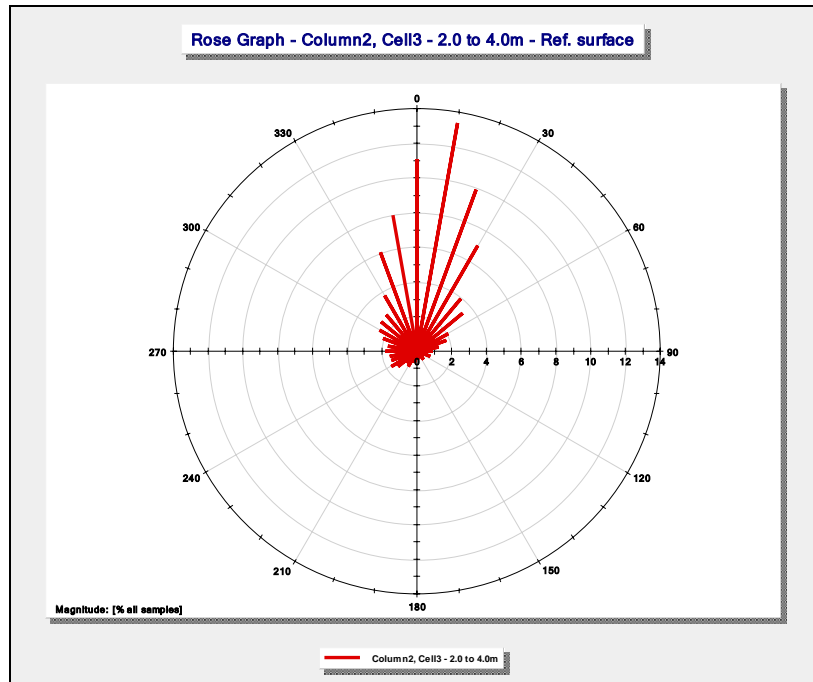
Figur 27. Kumulativ fordeling av strømhastighet i 4 m dyp ved hovedkaiaes vestre ende i tidsrommet 21.2-8.3.05. Medianen er 2 cm/s og ca. 90% av registreringene var mindre enn 4,5 cm/s.



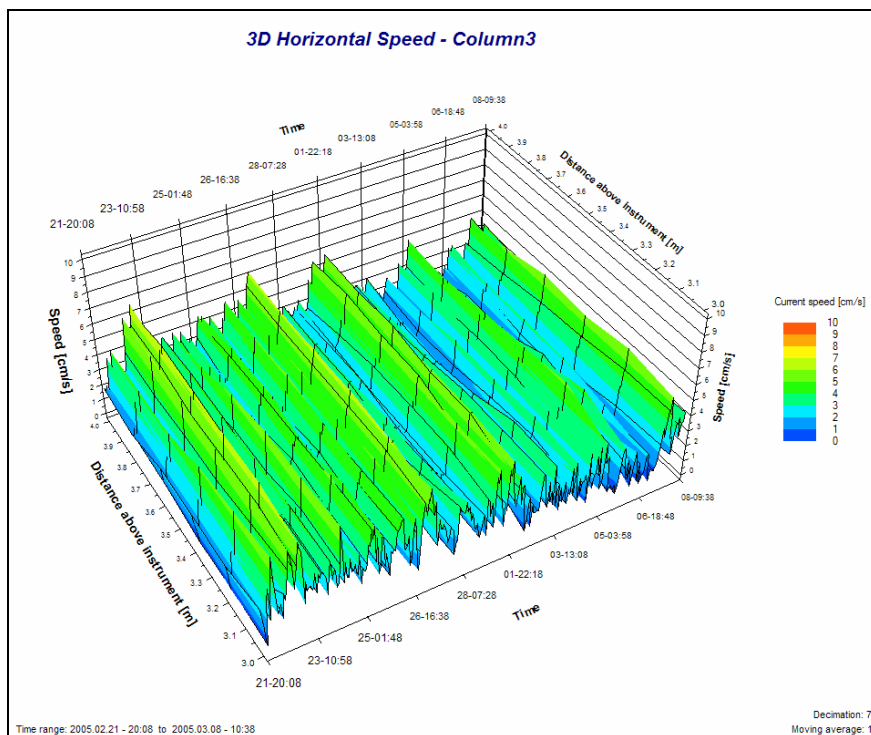
Figur 28. Strømretning i 4 m dyp ved hovedkaias vestre ende i tidsrommet 21.2-8.3.05. Hovedretningene er noenlunde i buktas lengdeakse.



Figur 29. RDCP-måleren i østre enden av bukta. Horizontal hastighet fra 2-5,5 m under overflaten. Der er store variasjoner og maksimalt opp til 25 cm/s nærmest overflaten.



Figur 30. RDCP-måleren i østre enden av bukta. Retningsfordeling 2-4 m under overflaten. Overveiende strøm rettet mot nord.



Figur 31. RDCP-måleren i østre enden av bukta. Horizontal hastighet ca. 5-7 m over bunnen. Maksimal hastighet var ca. 6 cm/s, og med store variasjoner med tiden.

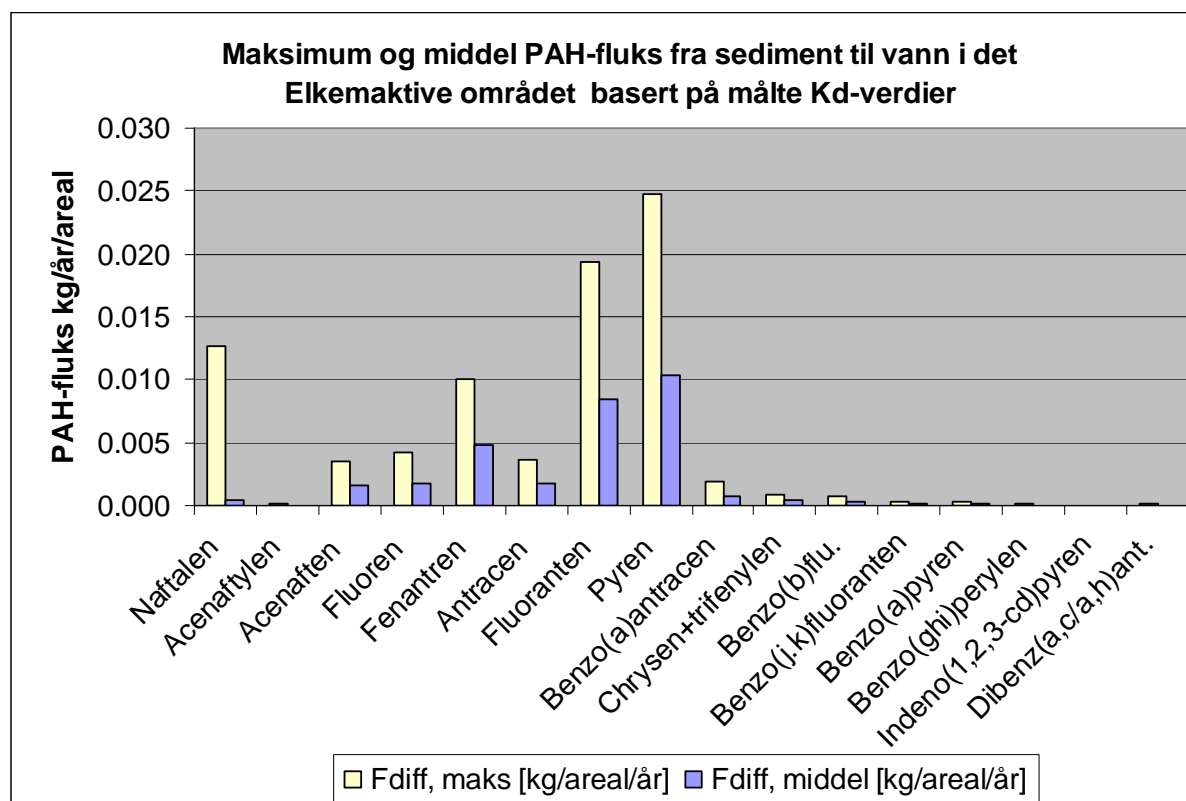
3.4.3 PAH-transport fra sediment til vannmasser via biodiffusjon basert på målte K_d -verdier

Beregninger av hvor mye PAH som lekker ut fra sedimentene er gjort ved hjelp av formelverket presentert i risikoveilederen. Beregninger er gjort for både det Elkem-aktive og Elkem-ikkeaktive området (**Figur 2**). Det er gjort beregninger med både teoretiske (trinn 2, se kap.3.3.1) og målte fordelingskoeffisienter (K_d -verdier, trinn 3).

Beregninger basert på målte K_d -verdier i det Elkem-aktive området viser at det lekker ut et sted mellom 0,08 og 0,03 kg/PAH₁₆/år fra sedimentene til vannmassene. (**Tabell 17**). Ved bruk av målte K_d -verdier domineres PAH-fluksen fra sedimentene til vannmassen av komponentene pyren, fluoranten og fenantren (**Figur 32**). Dette er de samme komponentene det er mest av i sedimentene og som er påvist i organismer. Naftalenfluksen fra sediment til vann er relativt høy der maksfluksen ved målte K_d -verdier er benyttet. Årsaken til dette er høyere andel naftalen i denne prøven (stasjon 3) sammenlignet med middelverdien i området.

Tabell 17. Oversikt over maksimum og midlere PAH-fluks ved målte K_d -verdier.

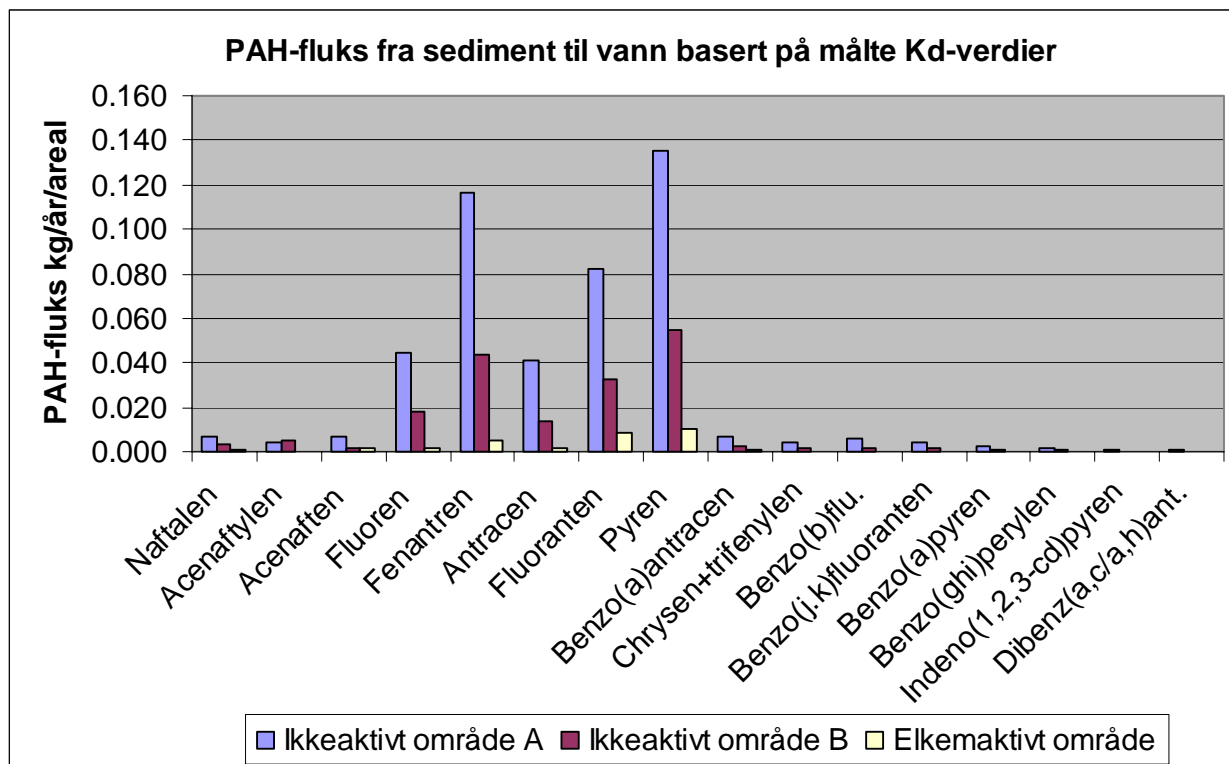
Område	Fdiff, maks [kg/areal/år]	Fdiff, middel [kg/areal/år]
Sum PAH-fluks Område A	1.1	0.5
Sum PAH-fluks Område B	0.7	0.2
Sum PAH-fluks Elkem-aktivt område	0.08	0.03



Figur 32. Fluksen av de ulike PAH-komponentene fra sediment til vannmasser ved maks (Fdiff, maks, n=1) og middelkonsentrasjoner (Fdiff, middel, n=12) i det Elkem-aktive området basert på målte K_d -verdier.

Beregninger basert på målte K_d -verdier i det Elkem-ikkeaktive område A viser at det lekker ut et sted mellom 0,5 og 1,1 kg/PAH₁₆/år fra sedimentene til vannmassene. (Tabell 17). Fluksen ved målte K_d -verdier domineres av komponentene pyren, fluoranten, antracen, fenantren og fluoren (Figur 33).

Beregninger basert på målte K_d -verdier i det Elkem-ikkeaktive område B viser at det lekker ut et sted mellom 0,2 og 0,7 kg/PAH₁₆/år fra sedimentene til vannmassene (Tabell 17). Fluksen ved målte K_d -verdier domineres av komponentene pyren, fluoranten, antracen, fenantren og fluoren (Figur 33).



Figur 33. Sammenligning av PAH-fluksen fra de ulike områdene basert på målte K_d -verdier og midlere PAH-konsentrasjon i overflatesedimentene.

3.4.4 Sedimentfeller

Sedimentfeller som fanger opp partikler som bunnfeller ble satt ut ved 2 tidspunkter (Tabell 2). Materialet i sedimentfellene ble analysert med hensyn på PAH₁₆, total nitrogen og total karbon.

Partiklene i sedimentfellene hadde et C/N-forhold på mellom 10 og 38. Dette relativt høye C/N-forholdet tyder på at sedimentene har terrestrisk opphav. Landavrenning er generelt fattig på N-forbindelser, noe som medfører høyere C/N-forhold, mens partikler fra primærproduksjon i sjø normalt har et C/N-forhold på 6-10 (Redfield et al., 1963).

PAH-analyser av partiklene fra sedimentfellen viste at nyakkumulerte partikler er meget sterkt forurenset med hensyn på PAH. Høyest PAH-konsentrasjon ($>>700000 \mu\text{g}/\text{kg}$) ble påvist i partiklene fra sedimentfelle 1 innest i Elkembukta (Tabell 18). PAH-konsentrasjonen i partiklene fra sedimentfellene avtok med økende avstand fra primærutslippet innest i Elkembukta. Dette er den samme trenden som ble observert i overflatesedimentene (Figur 18).

Sedimentasjonsraten beregnet ut fra mengden partikler i sedimentfellene viser at sedimentenes akkumulasjonsrate varierer mye (Tabell 18). Innerst i Elkembukta ble det registret akkumulasjonsrater på $4100 \text{ g}/\text{m}^2/\text{år}$, mens det i de ytre områdene av Elkembukta ble funnet akkumulasjonsrater på 1400-

2100 g/m²/år. Sedimentfelle 2 og 3 som sto ute ved to forskjellige tidspunkter (**Tabell 2**) på nesten samme lokalitet viste noe høyere sedimentasjon i den første utsettingsperioden. Årsaken til dette er trolig mer nedbør og avrenning fra land i den første utsettingsperioden. Tidligere beregninger av akkumulasjonsrater basert på datering av sedimentkjerner (Næs et al. 2003) har vist at det akkumulerer et sted mellom 942 og 776 g/m²/år i Fiskåbukta. Dette er noe lavere enn beregningene fra sedimentfellene. Årsaken til dette kan være årstidsvariasjoner i sedimentasjonsrater.

Sedimentfelleberegningene gir et estimat over en kortere periode enn ved datering av kjerner og er derfor i høy grad påvirket av episodiske hendelser som nedbørsmengde i måleperioden. Beregning av akkumulasjonsrater basert på datering av kjerner er derimot en midlere verdi gjennom flere år som ikke er så sensitiv med hensyn på episodiske hendelser. **Tabell 18** gir en oversikt over analyseresultatene fra sedimentfellene.

Tabell 18. Analyseresultater fra sedimentfellene.

Stasjon	Dyp (m)	C/N-forhold	Sum PAH ₁₆ (µg/kg t.v.)	Tilstandsklasse (Molvær et al. 1997)	Sedimentasjonsrate (g/m ² /år)
Sedimentfelle 1	3	23.1	>> 712614	V (meget sterkt forurenset)	4100
Sedimentfelle 2	20	9.8 ?	28491	V (meget sterkt forurenset)	2100
Sedimentfelle 3	18	38.8	85881	V (meget sterkt forurenset)	1400
Sedimentfelle 4	30	26.3	18569	IV (sterkt forurenset)	1700

Sedimentfelledataene er også benyttet til å beregne hvor mye PAH som akkumulerer i det Elkem-aktive området årlig. Basert på snitt PAH-konsentrasjoner i sedimentfellene og snitt akkumulasjonsrate viser beregninger at det akkumulerer 43 kg PAH i det Elkem-aktive området pr. år. Tilsvarende beregninger for maks-konsentrasjonen av PAH i partiklene fra sedimentfellene og maks sedimentasjonsrate viser at det akkumulerer 137 kg PAH i det Elkem-aktive området pr. år.

3.4.5 Transport av suspendert materiale og PAH fra Elkembukta generelt – og under skipsanløp og –avganger

Tilførsel og transport av suspendert materiale

Målinger av turbiditet med RCM9-målerne i buktas vestre del er vist i **Figur 35-Figur 36**. På samme vis som for strømhastighet kan vi se kortvarig økning i turbiditet fra skip ved vestre ende av hovedkaia. Ved ankomst kan økningen ses i 4-6 minutter mot 4-10 minutter ved avgang.

Ved ankomsten av "Livarden" til vestre del av hovedkaia den 29.11.04 og "Wilson Blyth" til midtre-østre del av kaia den 15.12.04 ble det gjort mange målinger av turbiditet i Elkembukta (jfr. **Figur 9-Figur 10**). Ved den siste ankomsten kunne vi ikke med rimelig sikkerhet påvise noen oppvirvling fra bunnen. Et utvalg av registreringer fra "Livardens" ankomst er vist i **Figur 34** og viser en tydelig, men ikke spesielt stor økning i turbiditet ved bunnen utenfor kaia.

Analyseresultater for vannprøver er vist i **Tabell 20-Tabell 21**. De fleste prøvene ble tatt i posisjoner og i vanddyb med relativt høy turbiditet, og noen som bakgrunnsnivåer. I kyst- og havneområder er det vanlig med konsentrasjoner av suspendert materiale (som TSM) i intervallet 0,5-1 mg/l. Bare to av 28 prøver viste konsentrasjoner over 1 mg/l. Analysen av gløderest viste lave konsentrasjoner og bekreftet dermed at partiklene i alt vesentlig var uorganiske.

Den akustiske RDCP-måleren i buktas østre registrerer styrken av retursignalet og denne varierer med mengden partikler i vannmassen. Signalstyrken brukes derfor som et relativt, grovt mål for

partikkelmengde. Målingene viser at partikkelmengden – som ventet – var høyest nær overflaten og at der var tydelige variasjoner med tiden (**Figur 37**). Måleren hadde en påmontert turbiditetssensor som viser noe varierende, men lave verdier for turbiditet i 18 m dyp (**Figur 38**). Dette tyder på at PAH tilført fra Fiskåbekken og fra overvannsutslippet i hovedsak ble transportert ut av bukta i de øverste 3-4 m av vannsøylen, og at det nær bunnen var langt mindre transport og ingen tydelige signaler i forbindelse med skipsbevegelser.

Kombinert med beregningene av oppholdstid for vannmassen i bukta gir dette grunnlag for å beregne transporten av suspendert materiale ut av bukta. De grunnleggende data er:

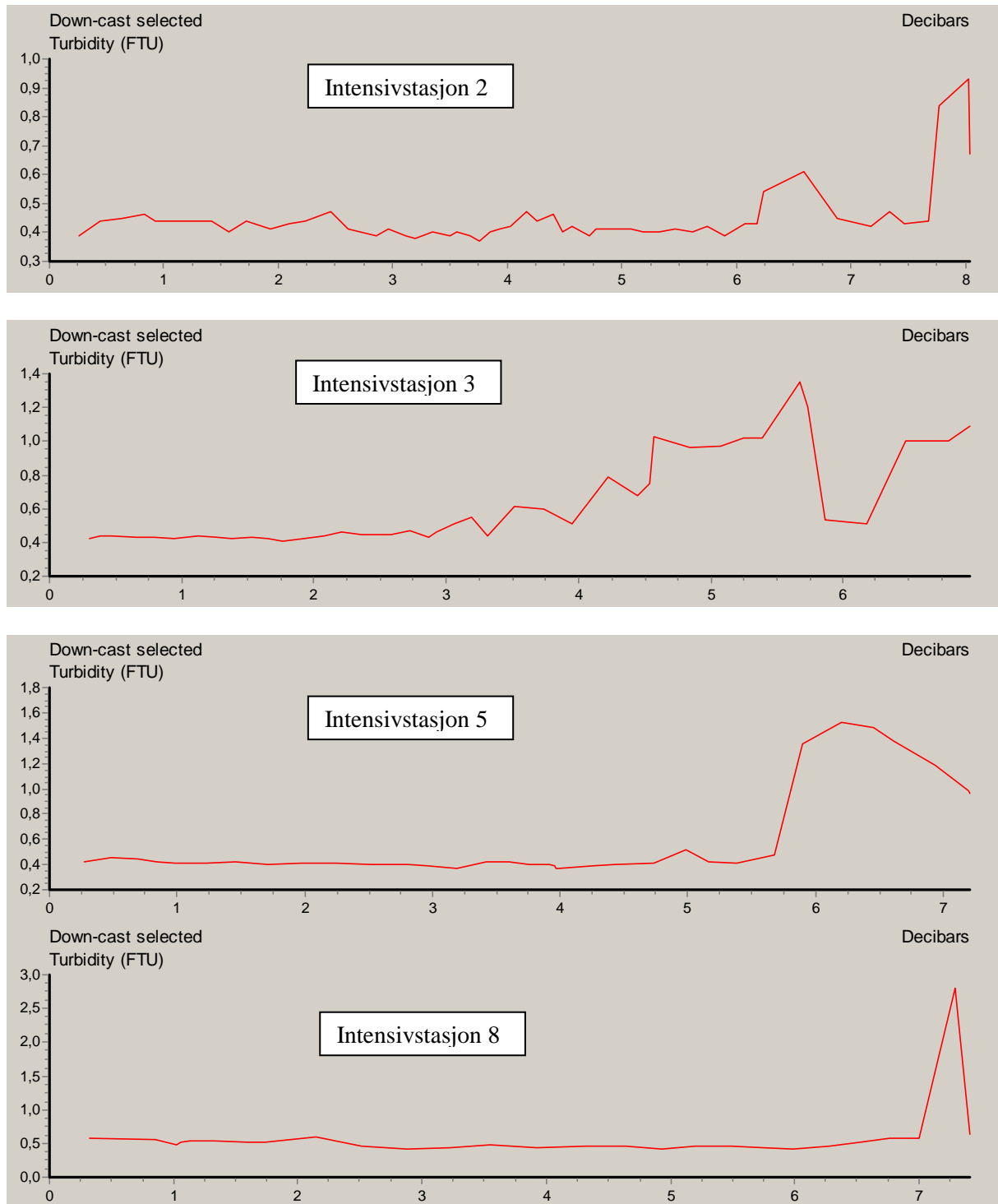
- Volum hele bukta: 350.000 m³
- Volum 0-10 m: 300.000 m³
- Karakteristisk oppholdstid: 8-12-24 timer
- Karakteristisk konsentrasjon av TSM: 0,5-1 mg/l

Resultatene kan sammenfattes i **Tabell 19**, der brutto transport tar utgangspunkt i 1 mg TSM/l mens netto transport legger til grunn at bakgrunnskonsentrasjonen er 0,5 mg TSM/l og bare regner med en overkonsentrasjon på 0,5 mg TSM/l.

Tabell 19. Beregning av stofftransport (kg/døgn) ut av Elkembukta under ulike konsentrasjoner av TSM og varierende oppholdstid for vannmassene (varierende vannutskiftning).

Konsentrasjon TSM, mg/l	Oppholdstid 8 timer	Oppholdstid 12 timer	Oppholdstid 24 timer
0,5	525	350	175
1	1050	700	350

Beregningene tyder dermed på at det til vanlig er en transport av 350-1000 kg/døgn ut av bukta. En betydelig del av dette suspenderte materialet er stoff som transporteres inn i bukta gjennom vannutvekslingen med selve Fiskåbukta – og som deretter føres ut av Elkembukta igjen. Antas at dette utgjør omkring halvparten, blir netto transporten ut av bukta 175-500 kg/døgn.



Figur 34. Vertikalprofiler av turbiditet da "Livarden" om kvelden 29.11.04 ankom vestre del av hovedkaia. Resultatene tyder på en moderat oppvirvling av partikler nær bunnen. Målingen på stasjon 8 ble utført ca. 50 minutter etter skipsanløpet. Maksimalverdien nær bunnen kan også skyldes at sonden har kommet så nær bunnen at den har forårsaket oppvirvling.

Det lokale bidraget er tilførselen fra Fiskåbekken som inneholder hovedutslippet fra Elkem, samt utslippet av overvann midt på hovedkaia (se **Figur 1**). Vannkvaliteten i Fiskåbekken er ukjent og ved de tre målingene av PAH som er referert i Næs et al. (2003) var vannmengden henholdsvis 0,1 m³/s, 0,2 m³/s og 1,7 m³/s. Strengt tatt er dette for svakt datagrunnlag for beregninger av tilført suspendert materiale, men kanskje nok til å angi en mulig størrelsesorden. En typisk konsentrasjon av suspendert stoff i Fiskåbekkens utløp kan da være 5 mg/l og vi bruker 0,3 m³/s som en typisk vannføring. Dette tilsvarer en transport av 120-130 kg/døgn av suspendert materiale til Elkembukta.

Elkem har opplyst at utslippet av overvann utgjør 1200 m³/time, eller ca. 0,3 m³/s. Dette er lik vår antakelse om vannføringen i Fiskåbekken. På flyfotoet (**Figur 1**) kan utslippet ses som en grå sky, som tyder på at vannet inneholder en betydelig mengde suspendert stoff. Regner vi med 0,3 m³/s, en konsentrasjon av 10 mg/l av suspendert stoff og 24 timer, blir utslippet 260 kg/døgn.

Som sum kan dette tyde på en typisk tilførsel av 350-400 kg/døgn partikulært materiale fra land til Elkembukta. Dette stemmer rimelig bra med beregningene ovenfor som var basert på oppholdstider og målte konsentrasjoner i vann. En betydelig del av grove partikler vil sedimentere i bukta og en netto transport til selve Fiskåbukta fra avløpsvannet kan være i størrelsesorden 150-200 kg/døgn.

Transport av PAH

Transporten av PAH kan beregnes ved flere metoder og det sikreste estimatet fås ved å sammenligne resultatene. Datagrunnlaget er usikkert og til dels sprikende og derfor blir det også regnet på lave og høye transporter.

Konsentrasjonen av PAH i vann ble ved en anledning målt til 2300 ng/l nær bunnen i den indre delen av bukta (**Tabell 22**). En betydelig del av den PAH-en vil sedimentere, men legger vi til grunn en typisk konsentrasjon av 250-500 ng/l i den ytre del hvor utskiftningen av vann med Fiskåbukta foregår, et volum på 350.000 m³ og en typisk oppholdstid på 12 timer antyder det en transport av 60-130 kg/år.

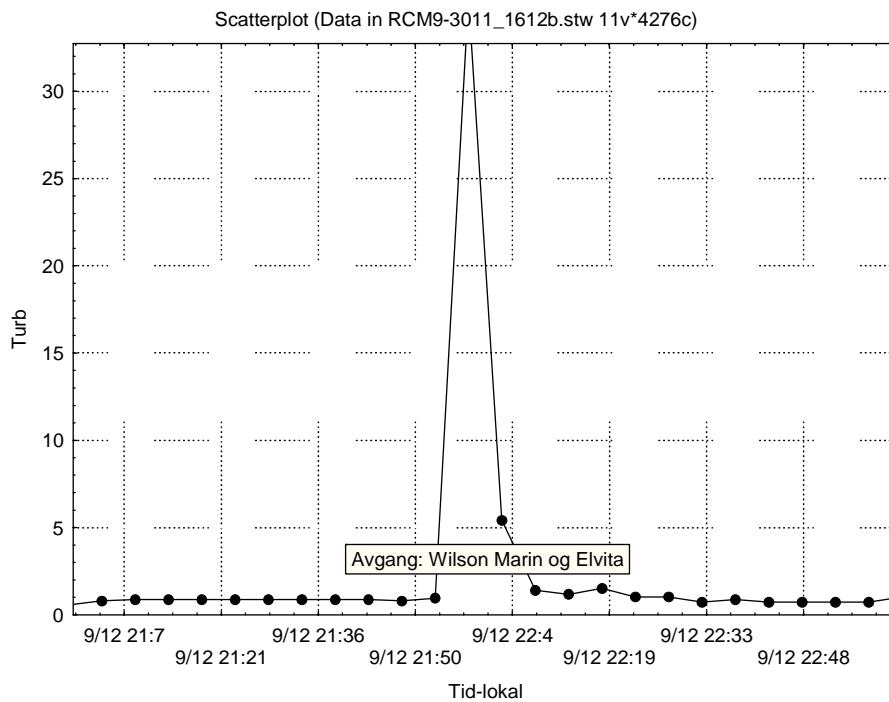
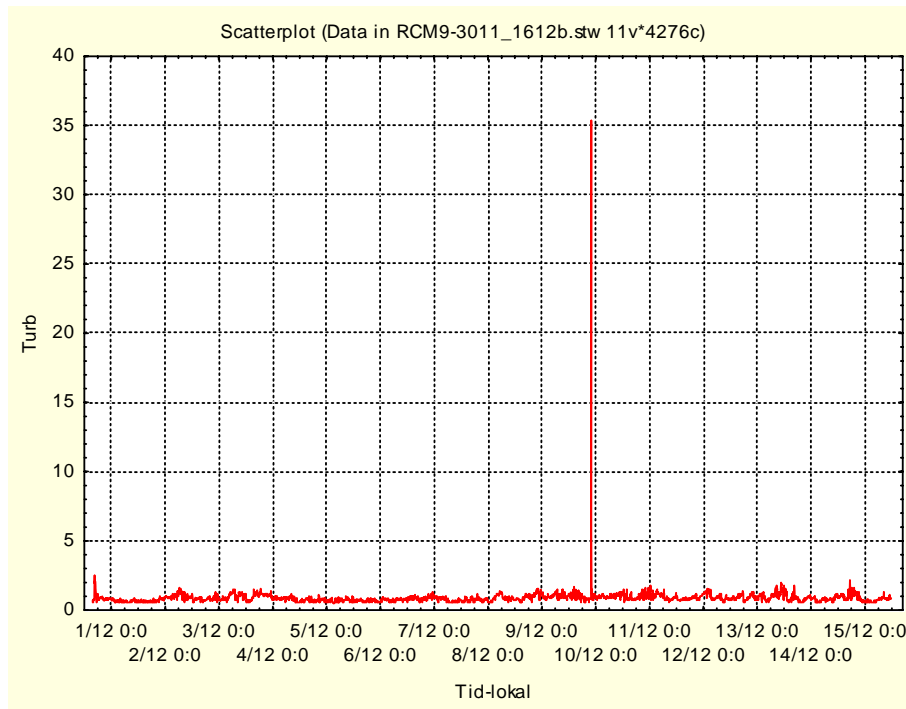
Konsentrasjonen av PAH i sedimentfellene 1 og 2/3 var svært ulike, men kan anslås til hhv. ca. 1000 mg PAH/kg og ca. 50 mg PAH/kg. Legger vi til grunn en netto transport av 200 kg TSM/døgn ut av Elkembukta og at partiklene inneholder 50-1000 mgPAH/kg, tyder dette på en tilsvarende samlet transport av ca. 4-75 kg PAH/år. Dette inkluderer bidragene fra Fiskåbekken, utslipp av overvann og fra sedimentoppvirvling langs hovedkaia.

Resultatene fra disse to beregningene spriker, men vi mener at de tyder på en transport av størrelsesorden 50-150 kgPAH/år fra Elkembukta til Fiskåbukta.

Oppvirvlingen fra skip foregår i et relativt smalt bunnareal utenfor hovedkaia. Arealet er anslått til 4500 m². Ikke hele bunnarealet vil ved hver ankomst/avgang være utsatt for så sterk strøm at det medfører oppvirvling, og til eksempel vil propellstrømmen fra et skip som legger til ved kaias vestre halvdel (som "Livarden" og "Elvita") bare virvle opp sedimenter i den delen. Avhengig av propelleffekten kan skip som legger til lenger øst skape oppvirvling over en lengre strekning. Ved avgang kan trolig propelleffekten virke over en relativt lang strekning, men samtidig kjøres kanskje ikke maskinen så "hardt" som når skipet skal stoppes på en kort strekning ved ankomst.

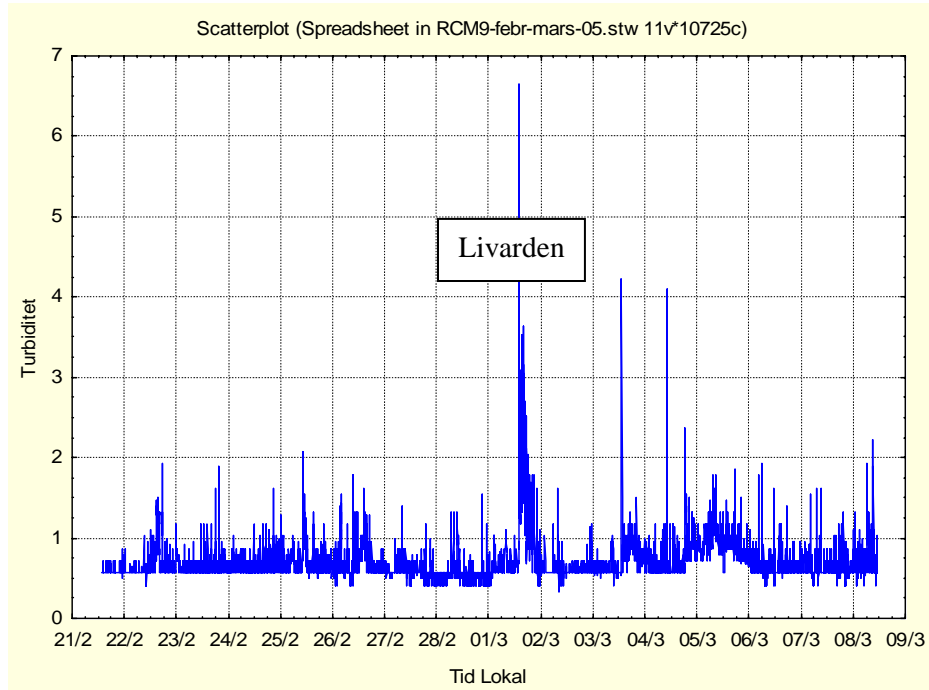
Vi antar at ved en typisk skipsankomst/-avgang kan propellen medføre oppvirvling over 3000 m² ved hovedkaia, som utgjør ca. 6% av bunnarealet i bukta. Videre antar vi som utgangspunkt at dette bunnarealet mottar 10-15% (relativt mer enn andelen av arealet i hele bukta, pga. nærheten til utslippet av overvann) av det suspenderte materialet som sedimenterer i bukta. Videofilmen av bunnen utenfor hovedkaia viste i hovedsak grove sedimenter, som betyr at det som kan virvles opp er den mengde stoff som sedimenterer mellom hver skipsankomst/-avgang. Vi antar 350-400 skipsankomster/-

avganger pr. år, dvs. at sedimentene virvles opp med 1 dags mellomrom – som tilsvarer en oppvirvling av ca. 15-30 kg/skipsbevegelse. Antar vi igjen at konsentrasjonen i dette materialet er 50 mgPAH/kg¹, får vi at de oppvirvlede bunnsedimentene inneholder ca. 1-2 g PAH. Over ett år tilsvarer dette ca. 0,5-1 kg PAH, eller 10-20% av en samlet transport på 3-5 kg/år. Tar vi i betraktning at noe av dette sedimenterer i bukta, vil bidraget fra skipstrafikk bare utgjøre en liten andel av transporten av PAH ut fra det Elkem-aktive området.

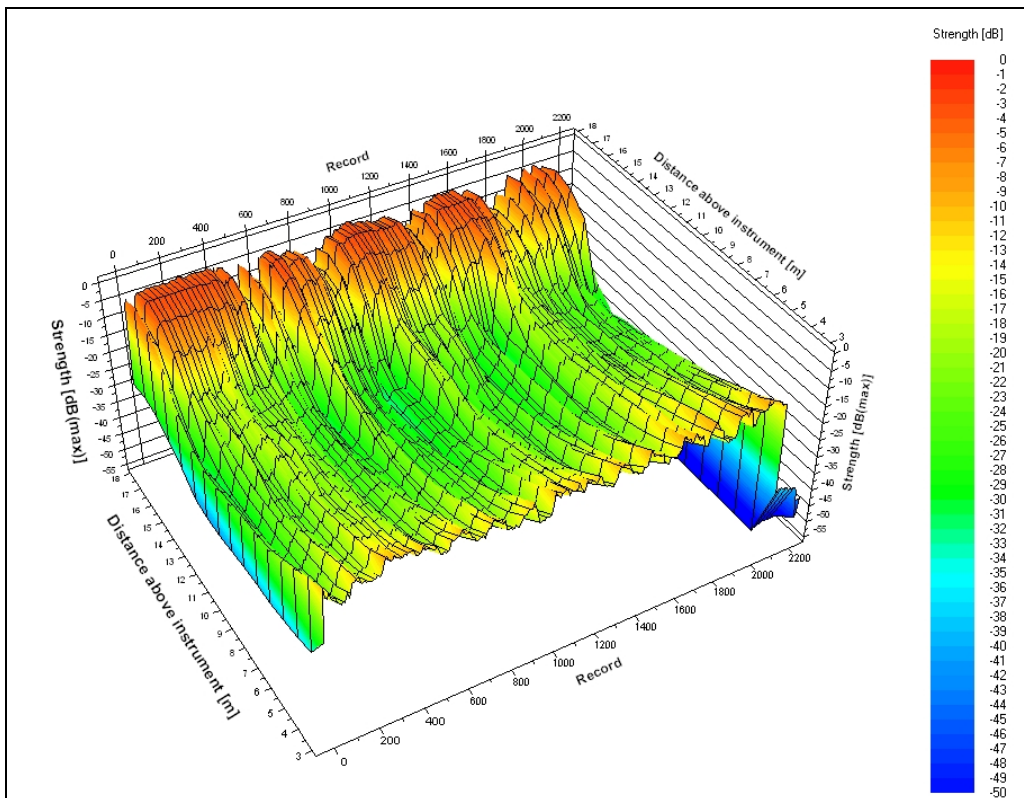


Figur 35. RCM9 i buktas indre del 1.12-15.12.2004. Målinger av turbiditet. Hele perioden i øvre figur og utsnitt med maksimum i nedre figur.

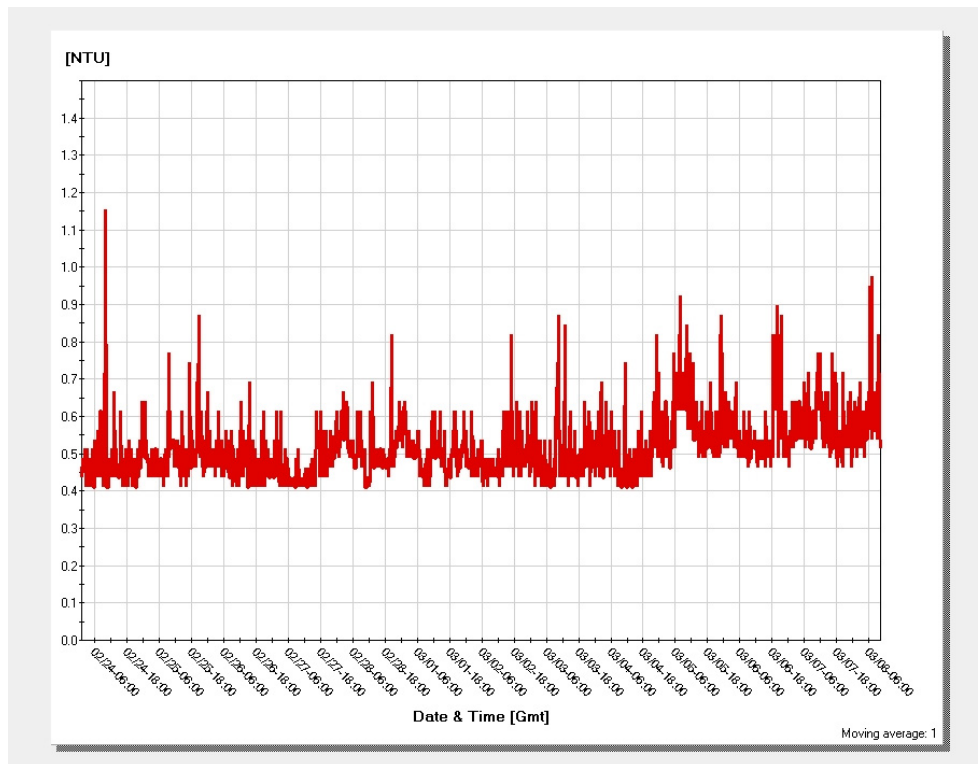
¹ Stemmer rimelig bra med analyser av sedimentene



Figur 36. RCM9 i buktas indre del 21.2-8.3.2005. Målinger av turbiditet. Ankomst av "Livarden" den 3.3. og avgang den 4.3 ses som maksimalverdier. Den høye verdien 1.3 kan ikke knyttes direkte til bevegelser.



Figur 37. RDCP-måleren i østre enden av bukta. Signalstyrken er en indikasjon på mengden av partikler i vannmassen. Størst mengde partikler i de 2-3 øverste meterne, dvs. sannsynligvis partikler fra Fiskåbekken og fra utlipp av overvann.



Figur 38. Turbiditet målt av RDCP-instrumentet i 18 dyp. Verdiene er jevnt over lave.

Tabell 20. Vannprøver 29.11.2004 (for stasjonsplassering, se **Figur 7**)

Stasjon	Dyp, m	TSM, mg/l	SGR-flag	SGR, mg/l
VF1	1	0,82	<	0,1
VF1	3	0,4	<	0,1
VF2	1	0,28	<	0,1
VF2	5	0,28	<	0,1
VF2	10	0,45	<	0,1
VF3	1	0,49	<	0,1
VF4	1	0,59	<	0,1
VF5	1	0,55	<	0,1
VF6	1	0,63	<	0,1
VF7	5	0,37	<	0,1
VF7	6	0,46	<	0,1
VF8	1	2,12		1,08
VF9	1	0,26	<	0,1
VF9	6	0,26	<	0,1
VF9	11	0,64		0,22
VF10	10	0,8		0,42
VF10	18	0,47	<	0,1
VF11	1	0,38	<	0,1
VF11	8	0,54	<	0,1
VF12	1	1,34		0,42
VF13	1	0,41	<	0,1
VF14	1	0,5	<	0,1

Tabell 21. Vannprøver 15.12.2004 (for stasjonsplassering, se **Figur 8**).

Stasjon	Dyp, m	TSM-flag	TSM, mg/l	SGR-flag	SGR, mg/l
V1	1		0,34	<	0,1
V2	1		0,84	<	0,1
V3	1	<	0,1	<	0,1
V4	1		0,41	<	0,1
V5	1		0,7	<	0,1
V6	1		0,44	<	0,1

En vannprøve til analyse av PAH i vann ble samlet inn 29.11.04. Prøven ble samlet inn ca 1 m over bunnen på samme posisjon som RCM9-A. Analysen viste at PAH-konsentrasjonen i vannmassene er på ca 2300 ng/l. De dominerende komponentene var pyren og fluoranten. Analysen inkluderer både løst og partikulær fraksjon.

Tabell 22. Analyseresultater PAH i vannmassene.

Analysevariabel	Enhet	Vannprøve fra indre del av Elkembukta
Naftalen	ng/l	2,9
Acenaftylene	ng/l	<2
Acenaften	ng/l	12
Fluoren	ng/l	9,9
Fenantren	ng/l	100
Antracene	ng/l	27
Fluoranten	ng/l	530
Pyren	ng/l	420
Benzo(a)antracene	ng/l	190
Chrysen+trifenylene	ng/l	150
Benzo(b)flu.	ng/l	260
Benzo(k)flu.	ng/l	99
Benzo(a)pyren	ng/l	190
Indeno(1,2,3cd)pyren	ng/l	160
Dibenz(a,c/a,h)ant.	ng/l	37
Benzo(ghi)perylene	ng/l	150
Sum PAH	ng/l	2300

3.4.6 Atmosfærisk bidrag

Mengde støvpartikler som avsettes på vannoverflaten i Elkembukta er beregnet ut fra støvnedfallsmålinger på Fiskåtangen til å være ca. 2623 kg partikler pr. år. Dersom konsentrasjonen i microsilikastøvet (35 mg/kg) er representativ for disse støvnedfallspartiklene, vil dette medføre et atmosfærisk bidrag i det Elkem-aktive området på 0,07-1,5 kg PAH pr. år (**Tabell 23**). Dersom PAH-konsentrasjonen i partiklene fra sedimentfellene legges til grunn for beregningene gir dette et atmosfærisk bidrag i det Elkem-aktive området på 1,5 kg PAH₁₆ pr. år.

Tilsvarende beregninger for det Elkem-ikkeaktive området gir et atmosfærisk bidrag på 3,0 – 61 kg pr. år for område A og 3,2-64 kg pr. år for område B (**Tabell 23**).

Beregningene gjort med utgangspunkt i en PAH-konsentrasjon i støvnedfallet på 1 g/kg gir en indikasjon på hvor mye PAH₁₆ som kan avsettes på vannoverflaten i Elkembukta dersom bare

atmosfærisk utslipp fra Elkem Carbon er kilden. PAH-konsentrasjonen i støvnedfallet er trolig nærmere 35 mg/kg enn 1 g/kg. I og med at beregninger viser at det avsettes 2623 kg partikler på sjøoverflaten i Elkembukta pr. år er bidraget fra Elkem Carbon (50 kg pr. år) en liten del av totalmengden partikler som avsettes på sjøoverflaten.

Tabell 23. Oversikt over beregnet atmosfærisk bidrag for de ulike områdene. Tallene i parentes viser verdier beregnet ved PAH-konsentrasjon i støvnedfallet lik 1000 mg/kg (høyeste PAH-konsentrasjonen i partikler fra sedimentfellene). Tallene utenfor parentes er beregnet ut fra en PAH-konsentrasjon i støvnedfallet på 35 mg/kg (PAH-konsentrasjonen i microsilicastøvet og tall fra PAH-konsentrasjon i asfaltstøv).

Område	Enhet	PAH nedfall
Atmosfærisk bidrag Elkembukta	kg/år	0.07 (2)
Atmosfærisk bidrag Elkem-ikkeaktivt område A	kg/år	3.0 (88)
Atmosfærisk bidrag Elkem-ikkeaktivt område B	kg/år	3.2 (91)

3.4.7 Bidrag fra tette flater og kommunalt avløp

Områdene A og B (jfr. **Figur 2**) blir tilført PAH ved overvann som renner av tette flater (veier, gater, parkeringsplasser, industriområder osv.). Tilførslene skjer dels ved utslipp fra overvann i separatsystemet og dels fra Odderøyas avløpsrenseanlegg. Analyser mht. innhold av PAH finnes ikke og på grunnlag av arealberegninger utført av Kristiansand kommune er det gjort en overslagsberegning der vi har brukt PAH-konsentrasjoner hentet fra relevante databaser og litteratur.

Resultatene viser at utslipp fra overvann i separatsystem bidrar med 1,9 kgPAH/år mens utslipp fra Odderøya avløpsrenseanlegg bidrar med 2,1 kg PAH/år. Totalt ca. 4 kg PAH/år. Vi minner om at dette er beregninger basert på erfaringstall. For Odderøya renseanlegg vil det i løpet av 2005-2006 være utført analyser av avløpsvann og utarbeidet et stoffbudsjett for PAH-utslippet.

4. Diskusjon

4.1 Risiko forbundet med spredning og transport

En hovedmålsetting ved denne undersøkelsen har vært å vurdere betydningen av de forurensede sedimentene i Elkembukta med hensyn på spredning, og skalere bidragene fra disse sedimenter mot andre kilder i området (jfr. kap. 1.2). De tre målsettingene/opp gavene diskuteres nedenfor.

4.1.1 Avgrense nærområdet til Elkem hvorfra spredning av PAH skjer til området utenfor. Dette kalles det "Elkem-aktive området"

Med "Elkem-aktivt område" menes det området hvor aktiviteter ved Elkem resulterer i en betydelig spredning av PAH til resten av fjordsystemet. Med spredning i denne sammenheng menes både punktutslipp, avrenning fra gamle deponi, spredning som følge av oppvirvling av forurensede bunn-sedimenter, kjemiske og biologiske prosesser i sedimentene.

På grunnlag av opplysningene om utslipp, analyser av sedimenter og av vannprøver samt beregninger, mener vi at hele Elkembukta bør defineres som Elkemaktivt område. 20m-koten i buktas østre del kan være en rimelig avgrensning. Samtidig er det klart at den helt dominerende spredningen skjer fra Fiskåbekken i buktas innerste del og at bukta for en stor del fungerer som transportstrekning og sedimentasjonsbasseng for dette utslippet.

4.1.2 Skalere spredningen av PAH fra de forurensede sedimentene i det "Elkem-aktive området" til områdene utenfor

En stor andel av tilført PAH sedimenteres i Elkembukta og sedimentene inneholder dermed høye konsentrasjoner av PAH. Spredningen av PAH fra sedimentene i det Elkem-aktive området er beregnet ved å anta at prosesser som biodiffusjon, oppvirvling fra skipspropeller og transport via organismer er de dominerende prosessene (jfr. Risikoveilederen).

Bidraget fra biodiffusjon (direkte diffusjon + aktiviteten til gravende organismer) i det Elkem-aktive området er beregnet til å være i størrelsesorden 0,03-0,07 kg PAH pr. år ved bruk av målt K_d -verdi. Tilsvarende beregninger ved bruk av teoretiske K_d -verdier fra risikoveilederen gir ca. 10-20 kg PAH pr. år. Denne forskjellen er trolig forårsaket av sedimentenes høye innhold av sotpartikler som binder PAH sterkere enn rent organisk stoff. En sammenligning av den biodiffusive fluksen i det Elkem-aktive området og områdene utenfor (Elkem-ikkeaktive områder A og B) viser at den biodiffusive fluksen fra sedimentene i det Elkem-aktive området er lavere (0,03-0,07 kg PAH per år), enn i de utenforliggende områdene (0,5-2 kg PAH pr. år). Årsaken er at arealene i det Elkem-ikkeaktive områdene A og B er større. I beregningene (**Figur 39**) er det benyttet målte K_d -verdier fordi disse trolig er mer riktige enn beregningene basert på teoretiske K_d -verdier.

Bidraget fra oppvirvling fra skipspropeller er beregnet både ved formelverket presentert i risikoveilederen og ved direkte målinger ved skipsankomster/-avganger. Oppvirvlingen foregår i et relativt smalt bunnareal utenfor hovedkaia der sedimentene hovedsakelig består av sand grus og stein. Det er partiklene som avsettes mellom hver ankomst/-avgang som hovedsakelig virvles opp. Ikke hele dette bunnarealet vil ved hver ankomst/avgang være utsatt for så sterk strøm at det medfører oppvirvling. Når et skip legger til ved kaiens vestre halvdel vil ikke sedimentene utenfor den østre delen av kaien bli utsatt for erosjon, men i stedet fungere som et midlertidig akkumulasjonsområde til neste skipsanløp på østenden av kaien. Avhengig av propelleffekten kan skip som legger til ved hovedkaias østre del skape oppvirvling over en lengre strekning og dermed virvle opp mer sediment enn et skip som legger til ved vestenden av kaia.

Oppvirvlingen skjer over tidsskalaen 1-5 minutter, dvs. meget kort tid. Kombinert med at mengden av suspendert materiale som virvles om er forholdsvis liten og er varierende fra gang til gang, fører dette til at det praktisk sett er vanskelig å gi et sikkert estimat av mengden. Ut fra direkte målinger og beregninger vil vi anslå en typisk oppvirvling av ca. 15-30 kg/skipsbevegelse. Resultatene tyder på at propelloppvirvling bidrar med en resuspensjon av ca 3-5 kg PAH pr. år. Noe av dette vil sedimentere i akkumulasjonsområdene på sørsiden av Elkembukta og bidraget fra skipstrafikk utgjør bare en liten andel av transporten av PAH ut fra det Elkem-aktive området.

Bidrag fra propelloppvirvling er ikke beregnet for områdene utenfor det Elkem-aktive området.

Transporten via organismer er i det Elkem-aktive området beregnet til å være ca 0,5-4 kg PAH pr. år. Samme beregning for Elkem-ikkeaktive områder viser en transport via organismer på 0,009-0,7 kg PAH pr. år (område A) og 0,01-0,7 PAH pr. år (område B). Den beregnede transporten via organismer, regnet pr. m², er betydelig lavere i de Elkem-ikkeaktive områdene som følge av at det ble registrert lave PAH-konsentrasjoner i organismer (*Nereis diversicolor* og *Hinia reticulata* fra bioakkumuleringsforsøket). Selv om PAH akkumulerer i organismer i det Elkem-aktive området, utgjør dette lite mengdemessig sammenlignet med utslippene fra Elkem Carbon. I realiteten er transporten av PAH gjennom organismer neglisjerbar siden fisk har en god evne til å biotransformere (omdanne) PAH-forbindelser og skille dem ut (Van der Oost et al. 2003).

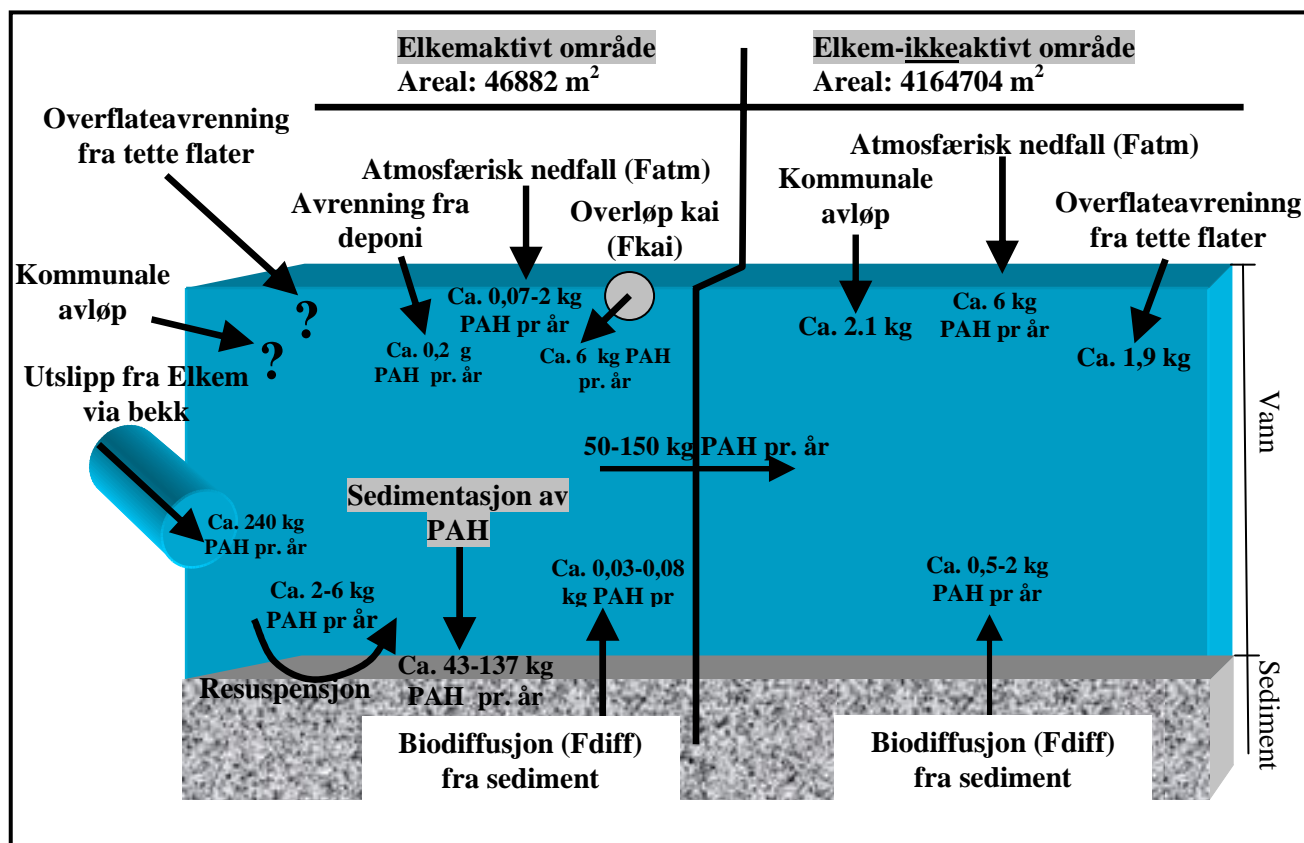
Sedimentenes bidrag til transport av PAH ut av Elkembukta er lite ($F_{diff} = < 0,07$ kg PAH pr. år, F_{org} 0,5-2 kg PAH pr. år og F_{skip} ca 2-6 kg PAH pr. år) sammenlignet med de nåværende utslippene fra Elkem Carbon (240 kg PAH pr. år) og bidrar i liten grad til totalmengden PAH som transporteres ut av det Elkem-aktive området.

Selv ved en reduksjon av PAH-utslippene fra Elkem Carbon til 20 kg (konsesjon fra januar 2006) vil hovedtransporten av PAH ut av det Elkem-aktive området skyldes primærutslippene fra bedriften. En kan da forvente at PAH-konsentrasjonen i partiklene som avsettes og i sedimentene som virvles opp ved skipsbevegelser blir lavere ved et utslipp av 20 kg pr. år. Dette vil dermed medføre en ytterligere reduksjon av PAH-bidragene fra sedimentene i det Elkem-aktive området enn det som er beregnet, i og med at transport ved oppvirvling utgjør størsteparten av fluksen fra sedimentene.

4.1.3 Skalering av spredningen av PAH fra sedimentene mot direkteutslipp fra bedriften og andre PAH-kilder i området, samt i forhold til spredning fra de PAH-forurensede sedimentene utenfor det "Elkem-aktive området"

Fra utslipp fra Elkem Carbon til Fiskåbekken og som direkte utslipp av overvann antas at Elkembukta har blitt tilført i størrelsesorden 600 kg PAH/år, en mengde som vinteren 2004-2005 ble redusert til ca. 240 kg/år. En del av utslippet sedimenterer i bukta og en del transporteres videre ut i selve Fiskåbukta. Utslippstallene er usikre, og tre målinger på utslipp av PAH fra Elkem Carbon via bekken (Næs et al. 2003) viste seg å gi grunnlag for svært varierende årsutslipp (ca 90- 2100 kg PAH₁₆ pr. år). Denne usikkerheten har betydning når en skal skalere spredningen av PAH fra sedimentene mot direkte utslipp fra bedriften. I tillegg til utslippet direkte til Elkembukta via bekken, tilføres Elkembukta også PAH-forbindelser via avrenning fra deponi, atmosfærisk nedfall, utslipp via kjølevannsutløp, biodiffusjon, resuspensjon av forurensede sediment, transport via organismer og diffus avrenning fra land.

I det foregående kapitlet ble det også utført beregninger av spredningen av PAH fra sedimentene i bukta og fra atmosfærisk nedfall. Videre ble det utført beregninger av spredningen (biodiffusjon) fra sedimentene i Vesterhavn og Fiskåbukta.. Resultatene er sammenfattet i **Figur 39** som viser at bedriftens utslipp helt dominerer både i forhold til andre PAH-kilder i Elkembukta og spredning av PAH fra sedimentene i Vesterhavn og i Fiskåbukta.



Figur 39. Oppsummering av fluksberegningene i 2005 for Vesterhavn og Fiskåbukta.

Legger man til grunn et årsutslipp av 240 kgPAH/år tyder resultatene på at 40-80% sedimenterer i Elkembukta, som dermed er et effektivt sedimenteringsbasseng for PAH og viktig for å begrense videre spredning til Fiskåbukta.

Skipsankomster/-avganger vil føre til kortvarige episoder med økt konsentrasjon av partikler og PAH i vannmassen. Dette bidraget er relativt lite og kan anslås til 3-5 kg/år, hvorav en betydelig del av partiklene sannsynligvis igjen sedimenterer i Fiskåbukta.

Det atmosfæriske bidraget er beregnet til å utgjøre ca. 0,07-2 kg PAH pr. år i det Elkem-aktive området og ca. 6-120 kg PAH pr. år i det Elkem-ikkeaktive området. Disse beregningene må betraktes som maksimumsestimater da det er benyttet høye PAH-konsentrasjoner (35-1000 µg/PAH/kg) i støvnedfallspartiklene og høyest registrert mengde støvnedfall. Beregningene gjort med utgangspunkt i en PAH-konsentrasjon i støvnedfallet på 1000 µg/kg viser at det avsettes ca 2 kg PAH₁₆ på sjøoverflaten årlig. Dette forutsetter at kun atmosfærisk utslipp fra Elkem Carbon er kilden. Dette er lite sannsynlig i og med at beregninger viser at det avsettes 2623 kg partikler på sjøoverflaten i Elkembukta per år og Elkem Carbon "kun" slipper ut ca 50 kg partikler til luft pr. år som en liten del av totalmengden partikler som avsettes på sjøoverflaten. Maksimalverdien for PAH-nedfall i det Elkem-ikkeaktive området på 120 kg PAH pr. år er trolig overestimert da bare en liten del av partiklene har så høye PAH-konsentrasjoner som 1000 µg/kg. Det atmosfæriske bidraget til det Elkem-ikkeaktive området er trolig nærmere 6 kg pr. år enn 120 kg pr. år. Bidraget er lite sammenlignet med de direkte utslippene fra Elkem Carbon og transporten ut av det Elkem-aktive området.

Utslipet av PAH fra Odderøya renseanlegg og fra kommunalt overvann er beregnet til å utgjøre ca. 4 kg PAH pr. år. Dette er lite sammenlignet med utslippet fra bedriften og det som transporteres ut av det Elkem-aktive området. Sikrere tall for Odderøya renseanlegg forventes å foreligge om et års tid.

4.2 Økologisk risiko

4.2.1 Trinn 1 ("potensiell risiko")

Innholdet av PAH-forbindelser i sedimentene fra Fiskå var, som forventet, så høyt at de overskred risikoveilederens grenseverdier betydelig. Dette indikerer at sedimentene uttrykker en *potensiell risiko* og at en ytterligere risikovurdering av *aktuell risiko* (trinn 2) var nødvendig. Toksisitetstesten av porevann på algen *Skeletonema costatum* viste også høy giftighet på den innerste stasjonen (Fiskå 1), men vesentlig mindre giftighet på stasjonen "Fiskå 2". På denne stasjonen var giftigheten lavere enn risikoveilederens grenseverdi. De øvrige stasjonene viste ingen giftighet av porevann for denne algen, på tross av høye sedimentkonsentrasjoner av PAH. Dette kan tyde på lite PAH i porevann (lav biotilgjengelighet), som ble undersøkt nærmere i hht. risikoveilederens trinn 2 og trinn 3 (se nedenfor). En toksisitetstest med *Skeletonema* utført på NIVA tidligere viste en EC₅₀ for benzo[a]pyren på 0,00065 µg/ml. Dersom porevannskonsentrasjoner av sumPAH for de 6 Fiskå-sedimentene regnes ut v.h.a. risikoveilederens K_d-verdier (normalisert til TOC-innhold i sedimentene) og sedimentkonsentrasjonene, vil disse ligge fra 0,008µg/ml (stasjon 5 og 6) til 0,04 µg/ml (stasjon 2; inkludert i sumPAH er da kun PAH-er som risikoveilederen oppgir K_d-verdier for). Benzo[a]pyren er en av de mest toksiske av de undersøkte forbindelsene, men den lave toksisiteten av porevannet fra de fleste Fiskå-sedimentene var noe uventet.

4.2.2 Trinn 2 ("aktuell risiko")

Aktuell risiko for økosystemet er beregnet ut fra estimert eksponering i forhold til grenseverdier for effekter i vann. Disse er oversatt til grenseverdier for sediment v.h.a. sediment:vannfordelingskoeffisienten K_d, gitt i risikoveilederen (som kan normaliseres til TOC-innholdet i sedimentene). Resultatene presentert over viser at Fiskå-sedimentene uttrykker en aktuell risiko, ettersom PAH-konsentrasjonene i sedimentene overskred disse grenseverdiene betydelig (se Vedlegg C).

Toksisitetstester på porevann og helsediment viste også giftighet av særlig den innerste stasjonen ("Fiskå 1"), men også den nest innerste stasjonen ("Fiskå 2"). Disse testene ga imidlertid ingen overbevisende indikasjoner om at sediment fra de øvrige fire stasjonene uttrykte vesentlig giftighet.

Det er vist over at stasjonen "Fiskå 1" uttrykte akutt effekt av porevann på algen *Skeletonema costatum*, og at giftigheten av porevann fra stasjonen "Fiskå 2" var vesentlig mindre. Testing av akutt toksisitet av porevann på copepoden *Acartia tonsa* viste imidlertid at begge disse stasjonene var relativt giftige (LC₅₀ ved 40 % porevann for begge). Microtox™ viste, som *Skeletonema*-testen, betydelig giftighet av porevann fra stasjonen "Fiskå 1", mens ingen giftighet av de andre stasjonene kunne observeres.

Det er forøvrig også grunn til å spekulere i om det er andre faktorer enn sedimentenes PAH-innhold som bidrar til giftigheten på *Vibrio fischeri* (Microtox™). Dersom en beregner porevannskonsentrasjonene av sumPAH v.h.a. sedimentkonsentrasjonene og K_d-verdier gitt i risikoveilederen (normalisert til TOC-innholdet i sedimentene; inkludert i sumPAH er da kun PAH-er som risikoveilederen oppgir K_d-verdier for), vil en løsning bestående av 7,9 % porevann fra stasjonen "Fiskå 1" (EC₅₀-konsentrasjonen) inneholde vesentlig mindre mengder PAH (0,003 µg/ml) enn det som er vist i litteraturen å gi en slik effekt i Microtox™-testen (Salizzato et al. 1998; Kaiser og Palabrica, 1991). Disse forfatterne har vist følgende EC₅₀-konsentrasjoner: 0,929 µg/ml (naftalen),

0,283 µg/ml (naftalen), 0,0726 µg/ml (fenantren) og 0,5 µg/ml for sumPAH i sedimentekstrakt (organisk).

Dessuten ser man en liten økning i toksisitet fra 5 min. til 15 min. eksponering, hvilket er atypisk for PAH, men mer typisk for metall-toksisitet. Vi finner imidlertid ingen grunn til å anta at sedimentene fra stasjonene nærmere Elkem, skal være noe mer metall-forurenset enn stasjonene lenger ut (Næs og Rygg, 2001). Det er vanskelig å spekulere i hvilke eventuelle komponenter i dette sedimentet som kan ha ført til denne giftigheten. Svovelforbindelser har (kun eksempelvis) vist seg veldig toksiske for *Vibrio fischeri* (Salizzato et al. 1998), men disse er ikke analysert i de aktuelle sedimentene.

Sedimentene fra Fiskå førte (noe uventet) ikke til dødelighet for fjæremarken *Arenicola marina*. Den unngikk heller ikke å grave seg ned i disse sedimentene. Det ble imidlertid observert redusert "casting rate" i alle sedimentene fra Fiskå ved dag 3 i forsøket. Av en ukjent årsak ble de mest PAH-kontaminerte stasjonene innerst (Fiskå 1 og 2) mer attraktive som føde for fjæremarken mot slutten av forsøket. Man kunne ved dag 10 ikke anta at "castingen" i sedimentet fra disse stasjonene var mindre enn i referanse-sedimentet. En mulig forklaring kan være at oksideringen av sedimentene (som følge av lufting i akvariene; det ble observert at sedimentoverflaten ble lysere mot slutten av forsøket) med tiden gjorde sedimentene mer attraktive som føde for fjæremarken. Sedimentene var relativt rike på organisk materiale (se Vedlegg C). Sedimentene ble generelt opplevd som lite attraktive for fjæremarken. Dette betyr at dyrelivet kan påvirkes ved at organismer unngår å leve der. Dette ble også vist av Skei et al. 2002. I denne undersøkelsen ble det vist at artsantall og diversitet i Kristiansandsfjorden var redusert. Videre ble det vist at miljøgifter som metaller, HCB og dioksin så ut til å være de viktigste for å beskrive variasjoner i faunasammensetningen (Skei et al. 2002).

Bioakkumuleringstesten med *Nereis diversicolor* og *Hinia reticulata* viste at PAH-er akkumulerte til signifikant høyere konsentrasjoner i organismene eksponert for sedimentene fra Fiskå, enn organismene eksponert for referanse/kontroll-sediment. Dette er også vist tidligere (Skei et al. 2002). Videre ble det vist at det var tre- til sju-ring-forbindelsene (fenantren, MW=178, til benzo[ghi]perylene, MW=276) som i hovedsak bioakkumulerte. Disse bioakkumulerte i begge organismene på stasjonene nærmest Elkem (stasjon 1-4 for *Nereis* og stasjon 1-3 for *Hinia*). Fluoranten og pyren bioakkumulerte på samtlige stasjoner i begge arter. Dette er også komponentene med de høyeste konsentrasjonene i sedimentene. Dette viser at det er en risiko for at organismer høyere i næringskjeden (hovedsaklig fisk), som beiter på bunndyr, eksponeres for PAH fra sedimentene (og negative effekter kan ikke utelukkes). Noen ytterligere eksponering av topp-predatorer er imidlertid usannsynlig, ettersom det er kjent at fisk har en evne til å biotransformere (omdanne) og skille ut PAH-forbindelser.

Beregnete bioakkumuleringsfaktorer (BAF; kg/kg t.v./t.v.), eller biota-til-sediment-akkumuleringsfaktorer (BSAF; kg/kg, f.v/OC) var også høyest for fluoranten og pyren. Dette betyr at disse stoffene akkumulerer i organismene i høyere grad enn de øvrige PAH-ene, selv om høyere sediment-konsentrasjoner er tatt med i betraktningen. Motsvarende viste resultatene at de mindre/lettere forbindelsene acenaften, fluoren og fenantren akkumulerte i mindre grad (lave BAF) fra sedimentene på de innerste stasjonene.

BSAF-verdiene er sammenlignbare med tilsvarende verdier fra litteraturen (Meador et al. 1995; Driscoll og McElroy 1996). BSAF for benzo[a]pyren akkumulert i *Nereis diversicolor* eksponert for sediment fra Western Barnstable Harbour (USA) var 0,028 hvilket er sammenlignbart med BSAF for benzo[a]pyren akkumulert i denne arten eksponert for sediment fra stasjonen Fiskå 3 (0,027; Vedlegg G). BSAF for benzo[a]pyren akkumulert i polychaeten *Armandia brevis* eksponert for sediment fra Hudson Raritan Estuary (USA) var 0,25 hvilket er sammenlignbart med BSAF for benzo[a]pyren akkumulert i *N. diversicolor* eksponert for sediment fra stasjonene Fiskå 1 (0,149) og Fiskå 2 (0,104). Andre BSAF som ble målt i *A. brevis* eksponert for sediment fra Hudson Raritan Estuary var for eksempel 0,06 (acenaften og fluoren), 0,07 (antracen), 0,04 (fenantren), 0,45 (pyren) og 0,2 (fluoranten og benzo[a]antracen). Disse er også sammenlignbare med BSAF for *N. diversicolor*

eksponert for Fiskå-sedimenter (eksempelvis acenaften 0,017 og 0,030 for hhv Fiskå 2 og 4; fluoren 0,054 for Fiskå 5; fenantren 0,094 for Fiskå 6; pyren 0,378 og 0,403 for hhv. Fiskå 1 og 2; fluoranten 0,644 og 0,414 for hhv. Fiskå 1 og 2; benzo[a]antracen 0,273 og 0,148 for hhv. Fiskå 1 og 2; Vedlegg G).

At bioakkumuleringen var høyest for komponentene pyren og fluoranten, stemmer også med tidligere undersøkelser (f. eks. Ruus et al. 2005). Videre stemmer observasjonen at de mindre/lettere forbindelsene acenaften, fluoren og fenantren akkumulerte i mindre grad (lave BAF) fra sedimentene bare på de innerste stasjonene, med de høyeste innholdene av organisk karbon, med andre observasjoner. Rust et al. (2004) bemerker eksempelvis at biotilgjengeligheten av lavere molekylvekts-PAHer (med lavere K_{ow}) så ut til å være høyere enn for høyere molekylvekts-PAHer (med høyere K_{ow}) når partikkelbinding pga. organisk karbon var mindre.

4.2.3 Trinn 3 ("reell risiko")

Fastfaseekstraksjon med POM (plastic polyoxymethylene) ble inkludert i risikovurderingsprosessen under trinn 3 i risikoveilederen, som åpner for undersøkelser av stedsspesifikke forhold. Med denne metoden ble stedsspesifikke K_d -verdier (L/kg; fordelingskoeffisient sediment/vann) for PAH-forbindelser utledet for sedimentene fra Fiskå (Vedlegg H).

De POM-SPE-utledete K_d -verdiene ble sammenlignet med "sjablongverdiene" fra risikoveilederen (normalisert til TOC i Fiskå-sedimentene) og ble funnet en faktor 9 (fluoranten, Fiskå 1) til 2727 (fenantren, Fiskå 4; 6321 for naftalen ved Fiskå 2 hvis denne usikre verdien tas med i betraktningen) høyere. Disse høye K_d -verdiene betyr at bindingen av PAH-forbindelser til partikler i sedimentene er vesentlig høyere, enn de konservative antakelsene som er risikoveilederens utgangspunkt når slike målinger ikke gjøres. Dette skyldes i stor grad innholdet av organisk karbon i sedimentene, og til dels en vesentlig mengde sotkarbon (Vedlegg C). Det er kjent at disse er faktorer som øker bindingen til partiklene vesentlig (Rust et al. 2004; Cornelissen og Gustafsson, 2004). Innholdet av organisk karbon i sedimentene forklarte dessuten mye av variasjonen i K_d -verdiene for de tre tyngste og mest lipofile forbindelsene (med $MW > 270$ og $\log K_{ow} > 6,2$) indeno(1,2,3-*cd*)pyren, dibenz(a,c/a,h)antracen og benzo(*ghi*)perylene), mellom de 6 sedimentene fra Fiskå (**Figur 23**).

Disse vesentlige forskjellene som er observert mellom risikoveilederens "sjablongverdier" for K_d og de POM-SPE-utledete verdiene vil selvfølgelig ha betydning for predikering av spredning av sedimentbundne PAHer, men nye vurderinger av den økologiske risikoen kan også gjøres, som i det følgende.

I henhold til trinn 2 i risikoveilederen ble risiko for økosystemet blant annet evaluert ved å sammenligne målte konsentrasjoner av PAH i sedimentene med maksimalt tillate nivåer (MPC) i flg. risikoveilederen (risikoveilederens vedlegg B; se Kap. 3.3.2 og 4.2.2 over). Grenseverdiene for den økologiske risikoen er basert på likevektsfordeling av miljøgifter mellom sediment og vann. Dette forutsetter at eksponering skjer via porevannet. MPC-nivåene er, som nevnt, basert på "No Observable Effect Concentrations" (NOEC) i vann og likevektskoeffisienten sediment/vann (K_d) gir mulighet for å "oversette" disse grenseverdiene til sediment-konsentrasjoner. Det bemerkes igjen at dette er en tilnærming og at toksisitetstester med sediment i teorien kunne slå annerledes ut enn "vanntestene" som grenseverdiene baseres på. Giftighet som følge av kontakt med forurenset sediment kan oppstå, uten at det vil komme til uttrykk i denne tilnærmingen. De POM-SPE-utledete K_d -verdiene gir vesentlig høyere maksimalt tillatte sedimentkonsentrasjoner (MPC), og overskridelser av disse observeres kun på de innerste stasjonene ("Fiskå 1" og "Fiskå 2"). Fluoranten og benzo[a]antracen overstiger grenseverdiene på begge stasjonene (se Vedlegg I).

De POM-SPE-utledete K_d -verdiene gir mulighet til å regne ut porevannskonsentrasjonene av PAH i sedimentene. Disse blir nødvendigvis lavere enn porevannskonsentrasjonene en kan beregne ved hjelp

av risikoveilederens "sjablongverdier" for K_d . For eksempel blir porevannskonsentrasjonen av sumPAH (alle undersøkte forbindelsene) i det mest kontaminerte sedimentet ("Fiskå 1") 0,0016 $\mu\text{g/ml}$. EC_{50} for Microtox™ var ved 7,885 % porevann fra dette sedimentet. Dette vil tilsvare en beregnet sumPAH-konsentrasjon på 0,00012 $\mu\text{g/ml}$. EC_{50} for testen med *Skeletonema* var ved 1,9 % porevann fra "Fiskå 1", hvilket vil tilsvare en beregnet sumPAH-konsentrasjon på 0,00003 $\mu\text{g/ml}$. Disse konsentrasjonene er lavere enn tidligere observerte EC_{50} -konsentrasjoner for ulike PAH-er i disse testene (se Kap. 4.2.1 og 4.2.2 ovenfor). De ligger også lavere enn grenseverdier i andre akutt-toksisitetstester (Verbruggen et al. 2001). Man kan derfor ytterligere spekulere i om andre faktorer enn PAH bidrar til toksisiteten en kan observere i sedimenter fra de innerste stasjonene ved Fiskå ("Fiskå 1" og "Fiskå 2"). Videre blir den lave toksisiteten en observerer i sedimenter fra stasjonene lenger ut mindre overraskende.

Dersom en antar at akkumulering av PAH i organismer skjer gjennom en diffusjonslikevekt:

sedimentpartikler \Leftrightarrow porevann \Leftrightarrow organisme,

kan en, som nevnt, beregne forventede biotakonsentrasjoner, hvis en kjenner sedimentkonsentrasjonen, K_d og biokonsentreringsfaktoren (BCF) for den aktuelle forbindelsen. Forventede biotakonsentrasjoner beregnet ved hjelp av BCF (oppgitt i risikoveilederen, hentet fra faglitteraturen) og K_d utledet ved POM-SPE var veldig nær de faktiske målte biotakonsentrasjonene (se Kap. 3.4.1). Dette var ikke tilfelle da en gjorde tilsvarende beregning med risikoveilederens "sjablongverdier" for K_d . Dette tyder på at risikoveilederens K_d -verdier er veldig konservative (hvilket de er ment å være), mens BCF-verdiene stemmer godt med virkeligheten (innenfor riktig størrelsesorden). Dette viser også verdien av å gjøre fastfase-ekstraksjon og/eller bioakkumuleringsstudier dersom en ønsker å komme nærmere kunnskap om miljøgifters biotilgjengelighet i sedimenter. Dersom en ønsker å vite noe om biotilgjengelighet og organismers faktiske akkumulering av miljøgifter, er bioakkumuleringstester verdifulle. Dersom en ønsker kunnskap om fordelingskoeffisientene mellom sediment og vann, ser POM-SPE ut til å være en metode som frembringer nyttig informasjon, men bioakkumuleringstestene kan tilsynelatende også bidra med mye informasjon om dette, ettersom beregnede og faktiske målte biotakonsentrasjoner stemte godt overens. Kombinasjonen av begge disse metodene har vist seg verdifull i denne undersøkelsen og dersom begge metodene brukes sammen også i fremtidige undersøkelser, vil man etter hvert ha kunnskap om overensstemmelsen mellom metodene er generell, eller mer spesifikk for bestemte områder/sedimenter.

5. Konklusjoner

5.1 Risiko knyttet til sedimentene i nærområdet til Elkem i Kristiansand

5.1.1 Risiko forbundet med oppvirvling av forurensede sedimenter

Det er gjort feltstudier og satt opp et stoffbudsjett for å beregne den mengde PAH som virvles opp og spres i forbindelse med skipsankomster og -avganger. Usikkerheten omkring hvor stort utslippet av PAH til Elkembukta har vært/er er betydelig. Imidlertid viser beregningene klart at den mengden av PAH som virvles opp og spres til Fiskåbukta under ankomster/avganger er langt mindre enn bedriftens utslipp gjennom Fiskåbekken. Hovedårsaken er at

oppvirvlingen er avgrenset til et relativt smalt område langs hovedkaia. Dette området utgjør en liten del (ca. 5-7 %) av bunnarealet i bukta. Sedimentene er forholdsvis grove og det som oppvirvles er et tynt "fluffy" lag som avsettes mellom hver episode.

Risikoen for oppvirvling og spredning av forurensede sedimenter er størst ved skipsanløp til den vestre delen av hovedkaia, både fordi dette området ligger nærmest Fiskåbekkens utløp og fordi dette området er grunnere enn ved hovedkaia lenger øst.

Det er den direkte transporten av PAH fra bedriftens utslipp som dominerer spredningen av PAH til området utenfor Elkembukta, og som dermed utgjør den største miljørisikoen forbundet med PAH.

5.1.2 Økologisk risiko

Sedimenter fra seks utvalgte stasjoner utenfor Elkem Carbon ble testet for risikoen som de representerer for økosystemet. Testingen ble gjort i henhold til de tre trinnene i den nye risikoveilederen for forurensede sedimenter. Sedimentene fra Fiskå viste seg å utrykke en økologisk risiko etter evalueringene i risikoveilederens trinn 1 og trinn 2.

Evalueringen av sedimentene i hht. trinn 3 i risikoveilederen involverte målinger av stedsspesifikke konstanter. Da disse ble frembrakt ble risikoen som sedimentene fra Fiskå representerer for økosystemet redusert. Det ble også frembrakt indikasjoner på at andre faktorer enn PAH bidrar til den observerte toksisiteten i disse sedimentene. Risikoen for økosystemet kan oppsummeres som følger:

- Maksimalt tillatte nivåer (i hht. risikoveilederen) ble overskredet av enkelte PAH-forbindelser i sedimentene nærmest Elkem (også etter at stedsspesifikke konstanter ble vurdert for å ta hensyn til at PAHene er sterkt bundet til partiklene).
- PAH-forbindelsene ble vist å bioakkumulere i sedimentlevende organismer. Dette indikerer at organismer høyere i næringskjeden (hovedsaklig fisk), som beiter på bunndyr, eksponeres for PAH fra sedimentene (og negative effekter kan ikke utelukkes). Noen ytterligere eksponering av topp-predatorer er imidlertid usannsynlig, ettersom det er kjent at fisk har en evne til å bryte ned og skille ut PAH-forbindelser.
- Sedimentene fra Fiskåbukta var mindre attraktive enn rent referanse-sediment som mat for fjæremark (*Arenicola marina*). Sedimentene var ikke dødelige for fjæremarken. Dette er imidlertid en indikasjon på at dyrelivet påvirkes ved at organismer vil unngå å leve i slike sedimenter (som også er observert tidligere).

5.2 Risiko basert på stedsspesifikke målinger vurdert i forhold til sjablongmessige vurderinger

5.2.1 Beregning av mengde oppvirvlet sediment

Prosjektet viser at skipspropellere virvler opp relativt små mengder av forurensede sedimenter.

Årsaken er

1. Jevnlig skipstrafikk har for lengst fjernet fine og lett-oppvirvlige sedimenter. Det som nå virvles opp er det tynne laget av lette sedimenter som sedimenterer mellom hver skipsankomst eller -avgang.
2. Oppvirvlingen omfatter bare en liten del (5-10%) av bunnarealet i bukta.
3. Virkningen av skipspropellen er kortvarig, spesielt ved ankomst. Det betyr at bare en relativt liten vannmasse blir satt i så rask bevegelse at det vil medføre oppvirvling.

Mengden som virvles opp ved hver skipsankomst eller -avgang vil variere mye med skipets størrelse og plassering ved kaia, men en typisk mengde kan være 15-30 kg sediment. Dette er vesentlig mindre enn risikoveilederens veiledende størrelse på 400 kg, og illustrerer verdien av stedsspesifikke vurderinger.

5.2.2 Beregning av biodiffusjon (målt vs teoretisk Kd-verdi).

Beregning av biodiffusjon (diffusjon av miljøgifter fra sediment) er gjort ved bruk av teoretiske Kd-verdier (Trinn 2) og målte Kd-verdier (trinn 3). Beregningene er gjort ved hjelp av formelverket presentert i risikoveilederen. En sammenligning av resultatene ved bruk av teoretiske og målte Kd-verdier viser at den biodiffusive fluksen av PAH fra sedimentet er høyere ved bruk av teoretiske Kd-verdier. Denne forskjellen er trolig forårsaket av sedimentenes høye innhold av sotpartikler som binder PAH sterkere enn rent organisk stoff gjør.

Totalfluksen av PAH fra sedimentet til vann er 300-800 ganger høyere ved bruk av teoretiske Kd-verdier sammenlignet med beregningene gjort med målte Kd-verdier. Beregningene ved bruk av teoretiske Kd-verdier viser også at naftalen er den dominerende komponenten og utgjør 40-50 % av totalfluksen. Dette til tross for at det er relativt lave naftalenkonsentrasjoner i sedimentene sammenlignet med de andre komponentene. Ved bruk av målte Kd-verdier er prosentandelen naftalen i fluksverdiene 1-2 % og fluksen domineres da av de PAH-komponentene det er mest av i sedimentet.

Dette viser at transporten (den biodiffusive fluksen) av PAH fra sediment til vannmassene kan overestimeres dersom en ikke har stedsspesifikke fordelingskoeffisienter (Kd-verdier). Det anbefales ved senere beregninger av PAH-fluksen fra sedimenter å benytte stedsspesifikke fordelingskoeffisienter.

5.3 Oppsummerende kommentarer

Vurderingene basert på stedsspesifikke målinger har vist at risikoen som de PAH-forurensede sedimentene representerer, er størrelsesorden lavere enn det "sjablongverdiene" i SFTs risikoveileder gir. Det er dermed vist at risikoveilederen var meget konservativ da den ble anvendt på dette området. Det er sannsynlig at den vil være konservativ i forhold til forbrenningsrelatert PAH generelt, og at risikovurderinger av sedimenter forurensset med denne type PAH oftest må omfatte en trinn 3-evaluering.

Planer for eventuelle tiltak for å begrense påvirkning fra de forurensede sedimentene må bygge på miljømål for nærområdet og for indre del av Kristiansandsfjorden som helhet. I den sammenheng må kost-/nytte-betraktninger gjennomføres.

6. Referanser

- Berg T, Fjeld E, Skjelkvåle S-L. 2003: Relativ betydning av nasjonale metallutslipp i forhold til avsetning fra atmosfærisk langtransport og naturlige kilder. Rapport: TA-nr: TA-1950/2003 ISBN: 82-425-1430-5
- Bjerkeng B, Molvær J. 2002. Oppvirvling og spredning av forurenset sediment på grunn av skipstrafikk. Litteraturstudium og feltundersøkelser i Kristiansand havn. SFT TA-nr. 1869/2002. NIVA rapport l.nr. 4545. 144s.
- Breedveld GD, Bakke T, Eek E, Helland A, Källqvist T, Oen A. 2005. Veileder for risikovurdering av forurenset sediment. SFT rapport TA-nr. 2085/2005.
- Corneliessen G, Gustafsson Ö. 2004. Sorption to environmental black carbon in sediment with and without organic carbon and native sorbates. *Environmental Science and Technology* 38, 148-155.
- Driscoll SK, McElroy AE. 1996. Bioaccumulation and metabolism of benzo[*a*]pyrene in three species of polychaete worms. *Environ. Toxicol. Chem.* 15, 1401-1410.
- Erichsen E, Schillerup H, Gautneb H, Ottesen RT, Broechmans M. 2004: Vegstøv i Trondheim – en analyse av mineralinnholdet i svevestøvet. NGU Rapport nr. 2004-037. ISBN 0800-3416. 73 s.
- Fowler SW, Polikarpow GG, Elder DL, Parsi P, Villeneuve JP. 1978. Polychlorinated biphenyls: accumulation from contaminated sediments and water by the polychaete *Nereis diversicolor*. *Mar Biol* 48:303-309.
- Fürst CS, Sverdrup LE. 1997. Komparativ toksisitet i akvatiske organismer; akutt effekt av 32 oljefeltkjemikalier for *Daphnia magna*, *Acartia tonsa*, *Skeletonema costatum* og *Vibrio fischeri* (Microtox™). Cand. scient.-oppgave. Universitetet i Oslo.
- Ghosh SK, Doctor PB, Kulkarni PK. 1996. Toxicity of zinc in three microbial test systems. *Environmental Toxicology and Water Quality.* 11;13-19.
- Goerke H. 1971. Die Ernährungsweise der *Nereis*-Arten (Polychaeta, Nereidae) der deutschen Küsten. *Veröff Inst Meeresforsch Bremerh* 13:1-50.
- Goerke H. 1984. Testing the fate of xenobiotics in *Nereis diversicolor* and *Nereis virens* (Polychaeta). In G Persoone, E Jaspers & C Claus (Eds.), *Ecotoxicological testing for the marine environment.* pp 53-66.
- Hylland K. 1996. Bioakkumulering av miljøgifter fra marine sediment – etablering av et testsystem. NIVA-rapport 3537.
- Jonker MTO, Koelmans AA. 2001. Polyoxyethylene solid phase extraction as a partitioning method for hydrophobic organic chemicals in sediment and soot. *Environmental Science and Technology* 35, 3742-3748.
- Kaiser KLE, Palabrica VS. 1991. *Photobacterium phosphoreum* toxicity data index. *Water Poll Res J Canada* 26:361-431.

- Knutzen J, Næs K, Berglund L, Biseth A, Brevik E, Følsvik N, Schlabach M. 1998. Overvåking av miljøgifter i sedimenter og organismer fra Kristiansandsfjorden. SFT overvåkingsrapport nr 729/98. NIVA rapport l.nr. 3833, 181 s.
- Krumbein WC, Pettijohn FJ. 1938. Manual of sedimentary petrography. Mather, K.F. (Ed), Appelton-Century-Crofts, New York, 549 pp.
- Larm T. StormTac 2003. SWECO. Stockholm.
- Lee H, Boese BL, Pelletier J, Winsor M, Specht DT, Randall RC. 1991. Guidance manual: bedded sediment bioaccumulation tests. EPA/600/x-89/302.
- Lindholm O. 2004. Miljøgifter i overvann fra tette flater. NIVA-rapport L Nr 4775- 2004.
- Meador JP, Casillas E, Sloan CA, Varanasi U. 1995. Comparative bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons from sediment by two infaunal invertebrates. Mar. Ecol. Prog. Ser. 123, 107-124.
- Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J, Sørensen J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFTs veiledning 97:03. TA nr 1467/1997. 36s.
- Næs K. 1985. Basisundersøkelse i Kristiansandsfjorden. Delrapport 2. Metaller i vannmassene, metaller og organiske miljøgifter i sedimentene, 1983. NIVA rapport l.nr. 1754, 62 s
- Næs K. 1992. PAH i sedimenter utenfor Elkem Fiskaa, Kristiansand, 1991. NIVA rapport l.nr. 2753, 44s.
- Næs K. 2001. Sedimentundersøkelse i sjøområdet ved Maritime Promeco AS, Kristiansand. NIVA Notat O-20247, 18. januar 2001.
- Næs K, Oug E, Håvardstun J. 2003. PAH-forurensede sedimenter i nærområdet til Elkem i Kristiansand. Fase 1: En samlet analyse av data fra Fiskåbukta og Vesterhavn fra perioden 1983-2001. Fase 2: Undersøkelser for å avklare eventuelle aktive PAH-tilførsler. NIVA-rapport 4721-2003. 66 s.
- Næs K, Rygg B. 2001. Tiltaksplan for opprydding av forurensede sedimenter i Kristiansandsfjorden. kartlegging av konsentrasjoner i sediment 2001 samt kartframstilling av resultater fra tidligere undersøkelser. NIVA-rapport l.nr. 4371. 43 s.
- Redfield AC, Ketchum BH, Richards FA. 1963. The influence of organisms on the composition of sea-water. In Hill MN. (ed): The Sea, Vol. 2., pages 26-77. John Wiley & Sons. London
- Rust AJ, Burgess RM, McElroy AE, Cantwell MG, Brownawell BJ. 2004. Influence of soot carbon on the bioaccumulation of sediment-bound polycyclic aromatic hydrocarbons by marine benthic invertebrates: An interspecies comparison. Environ. Toxicol. Chem. 23, 2594-2603.
- Ruus A. 2001. Disposition of organochlorine contaminants within marine food webs. Dr.scient. thesis. Universitetet i Oslo.
- Ruus A, Schaanning M, Øxnevad S, Hylland K. 2005. Experimental results on bioaccumulation of metals and organic contaminants from marine sediments. Aquatic Toxicology 72: 273-292.

Salizzato M, Bertato V, Pavoni B, Ghirardini AV, Ghetti PF. 1998. Sensitivity limits and EC50 values of the *Vibrio Fischeri* test for organic micropollutants in natural and spiked extracts from sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17: 655-661.

Seymor DT, Verbeek AG, Hrudey SE, Fedorak PM. 1997. Acute toxicity and aqueous solubility of some condensed thiophenes and their microbial metabolites. *Environmental toxicology and chemistry* 16:658-665.

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

Skåtun H, Borgnes D, Lund M. 1999. Målinger av luftforurensning i omgivelsene Elkem Fiskaa. – Rev. 1. DNV Technical Report: 98-3472. 24 s.

Stigebrandt A. 2001. FjordEnv-a water quality model for fjords and other inshore areas. *Göteborg University, Earth Sciences Centre, report C40, 41 pp.*

Stoveland S. 2001. Sedimentprøvetaking ved Lumber industriområde, Vågsbygd. Delrapport Miljøanalyser av bunnsedimenter. Stoveland Consult, Kristiansand.

Sørli JE, Okkenhaug G, Lund KR. 2004. Miljøteknisk undersøkelse av Lusebuktdemoniet og Lille deponi. NGI rapport nr 20041243-1. 30 s

van der Oost R, Beyer J, Vermeulen NPE. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 13:57-149.

Verbruggen EMJ, posthumus R, van Wezel AP. 2001. Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series compounds. RIVM report 711701 020.

Aas W, Tørseth K, Solberg S, Berg T, Manø S, Yttri KE. 2002. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2001. NILU-rapport OR 21/2002, SFT overvåkingsrapport 847/02.

Vedlegg A. Produksjonsbeskrivelse, Elkem AS Carbon Fiskaa

Produksjonsbeskrivelse

Produksjonsprosessen er vist skjematisk i vedlagte flytskjema (nedenfor), utslipp til luft og vann er påført nummer som benyttes som referanse i den videre beskrivelsen. Anlegget kan deles i 2 hovedprosesser:

- Kalsinering av antrasitt og rå petrolkoks (kalsineringsanlegg).
- Produksjon av elektrodemasse/stampemasse (masseproduksjon).

På flytskjemaet er det også vist hvilke utslipp som kommer fra de forskjellige prosesstrinn. Utslippene er påført et nummer som benyttes som referanse i den videre beskrivelse av prosessene.

Råvarer:

Antrasitt kull:

Antrasitt er et kullmateriale som kjennetegnes ved høyt karboninnhold og lavt innhold av aske, svovel og flyktige komponenter. Hovedanvendelsen for antrasitt er, på grunn av høy brennverdi, til fyring (husoppvarming) og produksjon av elektrisitet både i Europa og i øvrige deler av verden.

På grunn av antrasittens stabile konsistens (lav vannløselighet, tetthet) benyttes den i stor utstrekning i renseanlegg for drikkevann.

ECAR importerer utvalgte kvaliteter av antrasitt fra flere land. Antrasitten er siktet, vasket med vann og følgelig fuktig (4 - 11 % vann) som bidrar til å unngå støving under lossing og håndtering. Antrasitten har overflateegenskaper som gjør at den holder på fuktigheten under transport og lagring. Det er en viktig forutsetning i produksjonsprosessen at antrasitten er fuktig ved innmating i kalsineringsovnene.

Antrasitt transporteres til Norge med skip (1000 - 10000 tonn pr. last), losses med grabb, lagres utendørs i havneområdet og kjøres opp til produksjonen med bil. Fram til kalsineringsovnene transporteres antrasitten i lukket transportanlegg.

Bindemiddel:

Bindemiddel er det andre råmaterialet i produksjon av elektrodemasse og stampemasse. Bindemiddelet er et kulltjærebeak som er fremstilt ved destillasjon og behandling av steinkulltjære. Ved romtemperatur er binderen i fast form og blir ved oppvarming til temperaturer over 50°C, flytende. Binderen importeres og fraktes i flytende tilstand (190 °C) til Norge i tankskip (1000 - 2000 tonn pr. last). Ved ankomst pumpes binderen over i to store lagringstanker og transporteres inn til produksjonen i et lukket rørsystem. I varm tilstand avgir binderen en del damp som inneholder PAH - komponenter. Lagertankene er utstyrt med et renseanlegg for å fange opp dampene (4). Oljen fra scrubberer er et avfallsprodukt som blir levert godkjente firmaer for destruksjon.

Tjærebinderen til kaldstampemasse har et lavere mykningspunkt og lavere lagringstemperatur (50°C). Lagrings- og dosseringstankene til denne binderen har ubetydelig avdamping av PAH og er ikke utstyrt med renseanlegg.

Til stampemasseproduksjon benyttes også en resinbinder. Denne importeres i mindre beholdere og i kald tilstand slik at den ikke gir avdamping eller søl.

Petrolkoks:

Rå petrolkoks kommer fra oljeraffinerier, og har egenskaper som likner på antrasitt kull. Svovelinnholdet er høyere i rå petrolkoks enn i antrasitt kull.

ECAR har de senere årene utviklet nye produkter basert på petrolkoks: Elgraph®, som er oppkullingsmidler til stål og støperimarkedet.

Koksen ankommer med skip (1000-2000 tonn pr. last), losses med grabb, lagres under overbygg i havneområdet og kjøres opp til produksjonen med bil. Fram til kalsineringsovnene transporteres koksen i lukket transportanlegg.

Kalsineringsprosessen:

I denne prosessen varmebehandles antrasitt/petrolkoks i elektrisk oppvarmede kalsineringsovner til temperaturer i området 1200 - 3000 °C. Under varmebehandlingen avgir antrasitten vanndamp og flyktige bestanddeler. Gassen tilføres luft og brennes i en fakkell over hver kalsineringsovn (1). Under kalsineringen reduseres svovelinnholdet i antrasitten betraktelig. Det regnes med at svovel som slippes ut i forbrenningsgassen foreligger i hovedsak som SO₂. Noen ovner benyttes til kalsinering av petrolkoks til Elgraph-produksjonen. Ved kalsinering av petrolkoks vil konsentrasjonen av svovel i avgassen være høyere enn ved antrasittkalsinering. For å sikre tilstrekkelig forbrenning av svovel til SO₂ benyttes større skorstein.

Ved start og stopp av ovner og ved vedlikeholdsarbeider oppstår det situasjoner der gass-utslipp i korte perioder avviker fra det som er beskrevet.

På grunn av de høye temperaturene i denne prosessen benyttes det vann til avkjøling av kritiske ovnskomponenter og produktet. Kjølningen er inndirekte dvs. at vannet ikke er i kontakt med produktet. Transformatorene som forsyner ovnene med strøm er også vannkjølte. Kjølevann tas inn fra Fiskaavann og slippes ut i havnebassenget med en temperatur på ca. 30 °C (7).

Det ferdige produkt Elektrisk Kalsinert Antrasitt (ECA) og Elgraph er tørt, varmt og avgir en del finstoff (støv) ved videre transport og pakking. Alt utstyr for håndtering av ECA er lukket og utstyrt med avsug og posefilter for rensing av støv før avsugsluften føres ut i friluft (2). Støvet bringes tilbake i produktstrømmen.

Anlegget er utstyrt med et sentralstøvsugeranlegg for rengjøring i anlegget. Det er 4 støvsugere i ulike avdelinger. Avluften fra sentralstøvsugeren er utstyrt med posefilter og støvet føres tilbake i produksjonen fra 2 støvsugere. Støvet fra de 2 andre støvsugerne går til avfall.

Driften av kalsineringsovnene foregår på helkontinuerlig skift.

ECA benyttes videre som råstoff i produksjon av elektrodemasse og stampemasser samt eksporteres som råstoff til andre produsenter av karbonprodukter. ECA for salg pakkes i Big Bag's eller i 20' containere.

Anlegget består av 13 ovnsenheter med en samlet kapasitet på 100000 tonn/år. Nåværende konsesjon fra SFT tillater drift av 15 ovner med en kapasitet på 115 000 tonn pr. år.

Masseproduksjon:

Elektrodemasse er hovedproduktet fra ECAR. Produktet produseres ved å blande kalsinert antrasitt og bindemiddel i store blandemaskiner. Antrasitten behandles i et knuse- og sikteanlegg før den tilføres blandemaskinene. Dette anlegget er lukket og utstyrt med avsugssystemer med posefilter for å fjerne støv før avslugsluften føres ut i friluft (3). Støvet bringes tilbake i produktet. Til knusing benyttes to kulemøller som er plassert i egne rom for å begrense støv.

Anlegget er utstyrt med et sentralstøvsugeranlegg for rengjøring i anlegget. Avluftingen fra støvsugeren er utstyrt med posefilter og støvet føres tilbake i produksjonen.

Bindemiddel tilføres blandemaskinene gjennom et lukket rørsystem og en vektbeholder. Temperaturen på bindemiddelet er 175 °C. På grunn av den høye temperaturen utvikles det damp ved fylling av veiebeholderen. Denne dampen inneholder hydrocarboner og PAH- forbindelser som samles opp i samme renseanlegg som benyttes for rensing av avlufting fra lagertankene for bindemiddel (4).

Ved fylling av materialene i blandemaskinen genereres det en del støv og en blanding av støv og damp fra binderen. Avluftingen fra maskinene fører denne avgassen som i volum tilsvarer den fortrente luftmengden ved fylling av maskinen, direkte til et PAH-filter (5). Dette utslippet er teknisk svært vanskelig å rense. Det er utviklet et rensesystem som er installert på begge maskinene. I utviklingen av utstyret er det lagt stor vekt på at de materialene som renses ut av avgassen ikke skal samles opp, men føres tilbake i produktet via blandemaskinene. Virkemåten for filteret er støvinjisering kombinert med posefilter. Den er i henhold til IPPC/BAT-beskrivelse.

Etter blanding slippes elektrodemassen ut av blandemaskinen og ned i en beholder for videre utstøping i forskjellige former. Under denne utstøpingen som foregår under avtrekk, utvikles det en del damp fra produktet, dampen inneholder partikulært PAH og gassformig PAH. Avslugsluften føres ut av bygningen (6). Etter utstøping avkjøles produktet i formene. I sommerhalvåret benyttes det en del vann til avkjøling. Når produktet er avkjølt fjernes (sprettes) formene, produktet settes på trepaller og pakkes med strekkfilm plast. Under transport og pakking kan det oppstå søl av masse på gulv og kjøreveier. På grunn av stor trafikk av kjøretøyer i produksjonshallen dannes det en del støv i form av knust elektrodemasse. For å hindre at dette støvet transporteres med kjølevann ut til sjøen er det etablert et eget avløpsnett med tradisjonell settletank (8) for vann fra produksjonshallen og området foran kjøreportene til hallen. Produktene lagres emballerte både innendørs og utendørs.

En del av elektrodemassen støpes ut i form av briketter. Produksjonen foregår ved ekstrudering og avkjøling direkte i et vannbad. Brikettene føres etter avkjøling til silo og pakkes i big bag's. Kjølevannet går til samme avløpsnett som vannet fra produksjonshallen (8). Det er pumper som resirkulerer noe av vannet fra kjøling av brikettene. En delstrøm av kjølevannet går via en oljeutskiller (9).

For kontroll av produktet tas det for ca. 10 % av produksjonen en prøve (ca. 300 g) fra hver blanding (4,5 tonn) som analyseres ved varmebehandling til 300 °C. Analysen foregår under avtrekk og gir en avdampning av ca. 1,2 % hydrokarboner som også inneholder PAH.

Stampemasser produseres i prinsippet på samme måte og i samme anlegget, men med forskjellige typer bindemiddel og lavere temperatur. Produktet pakkes direkte i big bag m/plastbelegg eller papir sekk og lagres innendørs. Avgassen fra blandemaskinen er her som på de 2 andre maskinene, det fortrente volum, men avgassen er pr. definisjon kald slik at det ikke er noe filter for PAH. Produksjonskapasiteten for elektrodemasse og stampemasser er 126000 tonn/år.

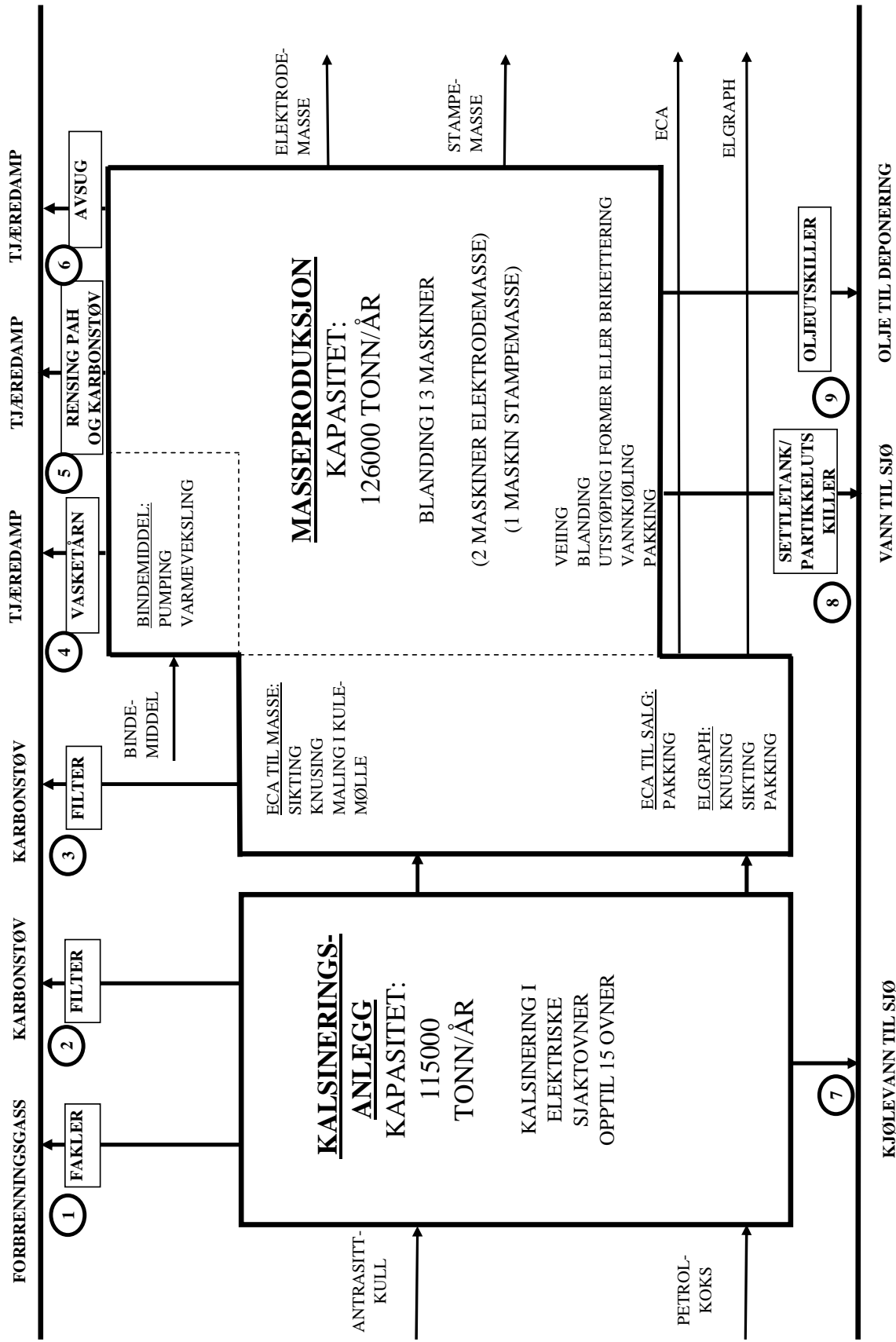
Elgraph produksjon:

Dette er råvare som blir spesialkalsinert og lagret på egne siloer. Fra disse siloene blir kalsinatet hentet med spesialvogn og blåst opp i egen mellomlagersilo.

Kalsinatet blir siden knust, siktet og pakket ut i på forhånd spesifiserte stykkstørrelser.

Det ferdig knuste siktede kalsinatet blir så pakket ut i småsekk på paller og i storesekk. Anlegget er utstyrt med posefilter og støvet føres tilbake i produksjonen. Anlegget er også utstyrt med egen sentralstøvsuger. Støvet fra denne går til avfall p.g.a. mix mellom ulike materialer.

FLYTSKJEMA Elkem Carbon Fiskaa.



Vedlegg B. Tørrstoff, PAH-konsentrasjoner, kornstørrelse og TOC i overflatesediment fra Fiskå (15 stasjoner)

^a Sum KPAH: Sum av komponentene benzo[a]antracen,, benzo[b+j+k]fluoranten, benzo[a]pyren, indeno[1,2,3-*cd*]pyren, og dibenz[*a,c/a,h*]antracen, som er vurdert som de mest kreftfremkallende av de aktuelle forbindelsene i følge IARC (International Agency for Research on Cancer; som klassifiserer dem i kategoriene 2A og 2B)

^b Sum NPD: Sum av dibenzotiofen og alkylerte (C1 + C2 + C3) dibenzotiofener, fenantren og alkylerte (C1 + C2 + C3) fenantrener, og naftalen og alkylerte (C1 + C2 + C3) naftalener.

Stasjon	St.1	St.2	St.4	St.6	St.7	St.9	St.10	St.11	St.12	St.13	St.14	St.15	St.16	St.17	St.18
Tørrstoff g/kg	307	234	626	270	723	341	628	449	353	519	395	314	350	389	326
Naftalen µg/kg	1600	2300	810	1700	1300	1700	3600	2500	2300	2100	960	1200	170	130	220
Acenafylenµg/kg	140	110	20	110	23	61	34	120	85	22	36	37	24	17	17
Acenaften µg/kg	7100	9100	1700	6600	2600	4600	3500	4000	4500	1600	1400	2200	330	310	440
Fluoren µg/kg	6300	7900	1500	5500	2300	4000	2900	3300	3500	1200	940	1600	210	210	290
Fenantren µg/kg	16000	23000	5400	17000	7700	13000	8700	11000	13000	4900	4800	7200	1400	1400	1800
Antracen µg/kg	6400	8000	1800	5900	2400	4400	3200	3600	4100	1700	1500	2300	430	470	590
Fluoranten µg/kg	37000	44000	8200	40000	9800	22000	11000	15000	18000	7200	7100	10000	2400	2400	2900
Pyren µg/kg	44000	51000	8900	42000	11000	24000	12000	18000	20000	7900	7600	11000	2300	2200	2800
Benz(a)antracen µg/kg	32000	36000	5900	29000	7100	16000	8300	11000	13000	5300	4900	7300	1500	1500	1700
Chrysen+trifenylen µg/kg	31000	36000	6300	29000	7800	17000	8700	12000	14000	5700	5400	8100	1700	1600	1900
Benzo(b)flu µg/kg.	20000	35000	6500	30000	7800	17000	8700	12000	15000	5900	6000	8600	2200	2000	2400
Benzo(j,k)flu. µg/kg	25000	20000	3500	16000	4300	9400	4900	7100	8300	3200	3100	4600	960	850	1100
Benzo(a)pyren µg/kg	26000	28000	6000	28000	7300	16000	8800	12000	14000	5700	5500	8000	1700	1600	2000
Indeno(1,2,3cd)pyren µg/kg	15000	21000	3800	15000	4700	11000	5400	7200	9500	3600	3400	5500	1200	1100	1300
Dibenz(a,c/a,h)ant. µg/kg	6200	9100	1500	6700	2000	4800	2300	3100	4100	1400	1400	2200	370	330	410
Benzo(ghi)perylen µg/kg	14000	20000	3700	15000	4600	11000	5200	7200	9400	3500	3500	5300	1200	1000	1300
Sum PAH µg/kg	287740	350510	65530	287510	82723	175961	97234	129120	152785	60922	57536	85137	18094	17117	21167
Sum KPAH ^a µg/kg	124200	149100	27200	124700	33200	74200	38400	52400	63900	25100	24300	36200	7930	7380	8910
Sum NPD ^b µg/kg	17600	25300	6210	18700	9000	14700	12300	13500	15300	7000	5760	8400	1570	1530	2020
TOC µg/mg C TS	172	184	56,7	204	94,2	204	120	159	168	50,7	75,3	124	51,4	42,8	58,6
Kornfordeling <63µm %	43	47	23	56	8	47	45	43	57	67	69	68	79	82	82

Vedlegg C. Tørrstoff, kornstørrelse, PAH-konsentrasjoner, TOC og BC i sediment testet for biologiske effekter, bioakkumulering og POM-SPE

TTS (%): Totalt tørrstoff (%).

<63µm (% t.v.): Andel av sedimentet (% tørrvekt) med kornstørrelse mindre enn 63µm.

Konsentrasjoner av PAH er gitt som µg/kg tørrvekt.

NAP: Naftalen

ACNLE: Acenaftylene

ACNE: Acenaften

FLE: Fluoren

PA: Fenantren

ANT: Antracene

FLU: Fluoranten

PYR: Pyren

BAA: Benzo[a]antracene

CHRTR: Krysen/Trifenylen

BBF: Benzo[b]fluoranten

BJKF: Benzo[j,k]fluoranten

BAP: Benzo[a]pyren

ICDP: Indeno[1,2,3-*cd*]pyren

DBA3A: Dibenz[a,c/a,h]antracene

BGHIP: Benzo[ghi]perylene

TOC: Totalt organisk karbon (µg/mg).

BC: Sotkarbon (µg/mg).

Totalt tørrstoff (%), andel (%) korn < 63 µm og konsentrasjoner (µg/kg t.v.) av PAH i sediment.

	TTS (%)	<63µm (% t.v.)	NAP	ACNLE	ACNE	FLE	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	CHRTR	BBF	BJKF	BAP	ICDP	DBA3A	BGHP	Sum PAH
Fiskå 1	33,6	2100	420	9300	8200	50000	13000	190000	130000	86000	85000	100000	39000	73000	50000	14000	45000	895020	
Fiskå 2	41,1	3300	110	8700	7100	40000	11000	85000	64000	41000	42000	55000	21000	41000	28000	7800	25000	480010	
Fiskå 3	46,1	1200	89	1400	980	6200	1600	9700	8200	5000	5400	7400	2900	5900	4100	1100	3900	65069	
Fiskå 4	41,8	1300	59	1300	980	6800	1800	10000	8400	5300	6000	7900	3200	6200	4500	1000	4200	68939	
Fiskå 5	56,1	170	85	49	59	820	200	1500	1500	670	710	830	310	540	400	98	480	8421	
Fiskå 6	43,9	340	37	240	200	1300	420	2500	2300	1300	910	2000	700	1500	1300	250	1200	16497	
Kontroll	70,3	3,2	<2	<2	2,2	9	3,1	29	19	6,4	6,8	13	5,3	7,5	7,8	<2	7,9	120,2	

Noe usikkerhet knyttet til tallene for stasjonene Fiskå 1 og Fiskå 2 pga. meget høye konsentrasjoner av PAH.

Mengde (µg/mg) totalt organisk karbon og sotkarbon i sediment

	TOC	BC
Fiskå 1	173	42,1
Fiskå 2	211	52,2
Fiskå 3	71,0	18,3
Fiskå 4	78,6	15,5
Fiskå 5	28,5	7,8
Fiskå 6	58,4	6,4
Kontroll	7,4	<1,0

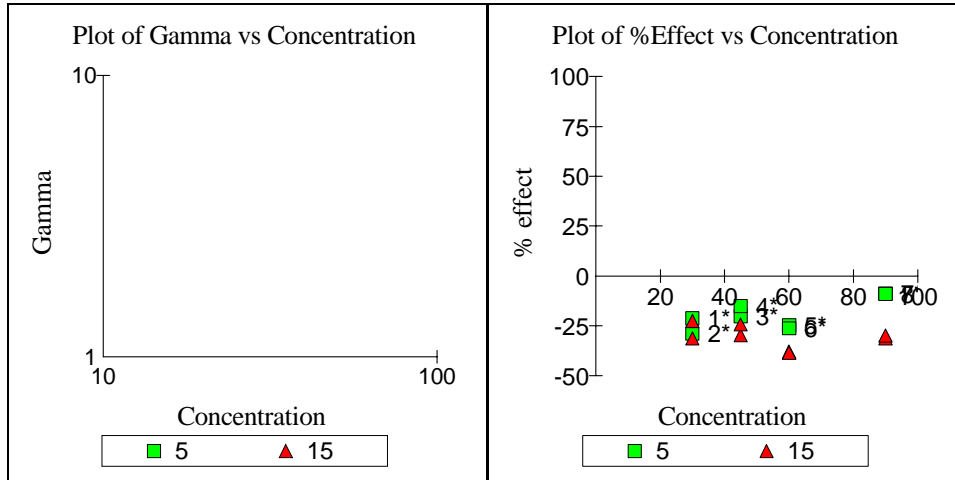
Vedlegg D. Testrapport, Microtox™



TESTRAPPORT

Microtox®

Prøve: Fiskå Kontroll



Sample	Conc (%)	Io	Data etter 5 minutter			Data etter 15 minutter		
			It	Gamma	% effect	It	Gamma	% effect
Control	0.000	93.72	101.14	1.079 #		107.64	1.149 #	
Control	0.000	93.42	101.86	1.090 #		106.71	1.142 #	
1	30.00	99.33	130.68	-0.1755 *	-21.28%	139.40	-0.1838 *	-22.53%
2	30.00	93.24	130.30	-0.2238 *	-28.83%	140.20	-0.2383 *	-31.28%
3	45.00	91.00	118.68	-0.1682 *	-20.23%	135.14	-0.2287 *	-29.65%
4	45.00	94.78	118.27	-0.1307 *	-15.03%	134.88	-0.1951 *	-24.24%
5	60.00	90.15	121.99	-0.1984 *	-24.75%	142.40	-0.2749 *	-37.91%
6	60.00	91.89	125.87	-0.2081 *	-26.28%	145.73	-0.2778 *	-38.46%
7	90.00	90.49	106.76	-0.0805 *	-8.761%	135.96	-0.2377 *	-31.18%
8	90.00	94.69	112.00	-0.0828 *	-9.039%	140.83	-0.2299 *	-29.85%

- used in calculation; * - invalid data; D - deleted from calcs.

Calculations on 5 and 15 Mins data:

Statistical calculations could not be performed on the 5 Mins data.

Hormesis detected.

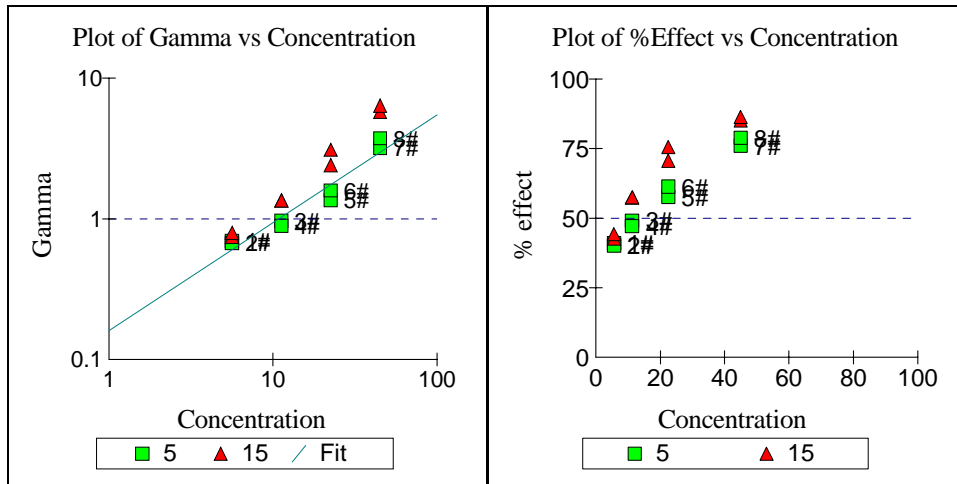
Lowest % effect: -28.83%

Statistical calculations could not be performed on the 15 Mins data.

Hormesis detected.

Lowest % effect: -38.46%

Prøve: Fiskå 1, 3 m



Sample	Conc (%)	Io	Data etter 5 minutter			Data etter 15 minutter		
			It	Gamma	% effect	It	Gamma	% effect
Control	0.000	97.90	80.25	0.8197 #		73.25	0.7482 #	
Control	0.000	97.41	80.68	0.8283 #		73.18	0.7513 #	
1	5.625	105.22	51.16	0.6947 #	40.99%	45.20	0.7453 #	42.70%
2	5.625	102.72	50.60	0.6727 #	40.22%	42.90	0.7952 #	44.29%
3	11.25	102.45	42.94	0.9659 #	49.13%	32.69	1.350 #	57.44%
4	11.25	98.89	43.04	0.8932 #	47.18%	31.50	1.354 #	57.51%
5	22.50	104.48	36.47	1.361 #	57.64%	22.97	2.410 #	70.68%
6	22.50	97.63	31.08	1.588 #	61.37%	17.85	3.101 #	75.61%
7	45.00	85.23	16.78	3.185 #	76.11%	9.45	5.762 #	85.21%
8	45.00	88.64	15.42	3.737 #	78.89%	9.01	6.376 #	86.44%

- used in calculation; * - invalid data; D - deleted from calcs.

Calculations on 5 Mins data:

EC10 Concentration:0.7545% (95% confidence range: 0.3393 to 1.678)
 95% Confidence Factor: 2.224
 EC10 value was calculated from extrapolated data.
 Estimating Equation:LOG C =1.225 x LOG G +1.046
 Coeff. of Determination (R²):0.9390
 Slope: 0.7668
 Correction Factor: 0.8240

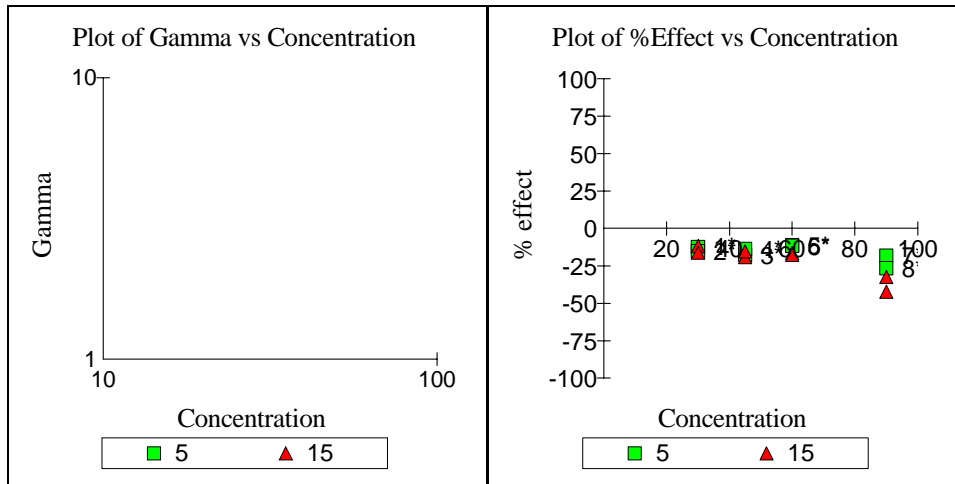
EC50 Concentration:11.12% (95% confidence range: 8.999 to 13.75)
 95% Confidence Factor: 1.236
 Estimating Equation:LOG C =1.225 x LOG G +1.046
 Coeff. of Determination (R²):0.9390
 Slope: 0.7668
 Correction Factor: 0.8240

Calculations on 15 Mins data:

EC10 Concentration:0.8893% (95%
confidence range: 0.6251 to 1.265)
95% Confidence Factor: 1.423
EC10 value was calculated from
extrapolated data.
Estimating Equation:LOG C =0.9915 x
LOG G +0.8952
Coeff. of Determination (R²):0.9862
Slope: 0.9947
Correction Factor: 0.7497

**EC50 Concentration:7.855% (95%
confidence range: 6.944 to 8.886)**
95% Confidence Factor: 1.131
Estimating Equation:LOG C =0.9915 x
LOG G +0.8952
Coeff. of Determination (R²):0.9862
Slope: 0.9947
Correction Factor: 0.7497

Prøve: Fiskå 2, 5 m



Sample	Conc (%)	Io	Data etter 5 minutter			Data etter 15 minutter		
			It	Gamma	% effect	It	Gamma	% effect
Control	0.000	96.41	101.72	1.055 #		103.85	1.077 #	
Control	0.000	98.45	101.47	1.031 #		103.84	1.055 #	
1	30.00	95.46	111.66	-0.1084 *	-12.16%	113.77	-0.1056 *	-11.81%
2	30.00	93.77	112.66	-0.1320 *	-15.21%	116.24	-0.1401 *	-16.29%
3	45.00	90.39	110.98	-0.1506 *	-17.73%	114.79	-0.1606 *	-19.14%
4	45.00	93.28	110.71	-0.1213 *	-13.81%	114.71	-0.1332 *	-15.36%
5	60.00	93.02	107.84	-0.1004 *	-11.17%	115.47	-0.1413 *	-16.45%
6	60.00	88.51	103.01	-0.1039 *	-11.60%	110.97	-0.1498 *	-17.62%
7	90.00	72.08	88.80	-0.1535 *	-18.13%	101.78	-0.2451 *	-32.47%
8	90.00	69.46	91.64	-0.2095 *	-26.51%	105.33	-0.2971 *	-42.26%

- used in calculation; * - invalid data; D - deleted from calcs.

Calculations on 5 and 15 Mins data:

Statistical calculations could not be performed on the 5 Mins data.

Hormesis detected.

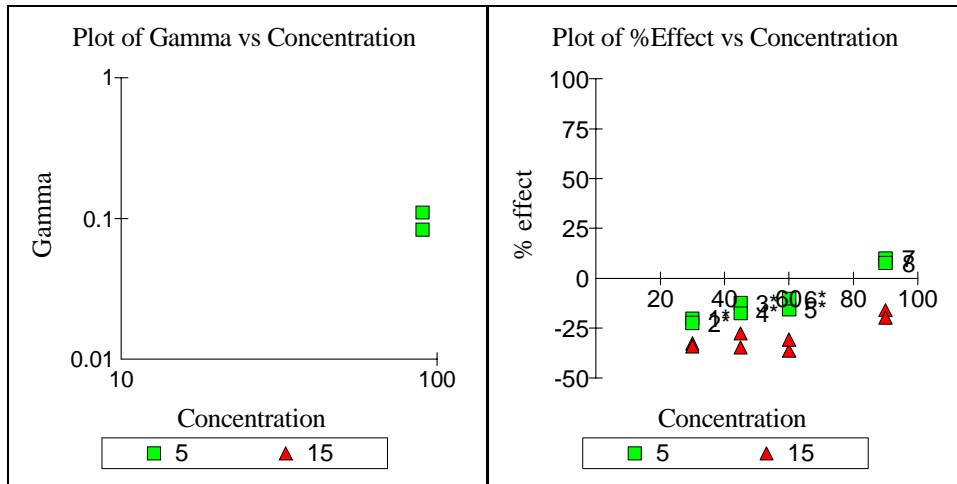
Lowest % effect: -26.51%

Statistical calculations could not be performed on the 15 Mins data.

Hormesis detected.

Lowest % effect: -42.26%

Prøve: Fiskå 3, 18m



Sample	Conc (%)	Io	Data etter 5 minutter			Data etter 15 minutter		
			It	Gamma	% effect	It	Gamma	% effect
Control	0.000	93.18	91.85	0.9857 #		83.03	0.8911 #	
Control	0.000	91.96	89.86	0.9772 #		81.85	0.8901 #	
1	30.00	91.54	107.93	-0.1676 *	-20.13%	108.14	-0.2461 *	-32.65%
2	30.00	90.86	109.10	-0.1826 *	-22.34%	108.48	-0.2541 *	-34.06%
3	45.00	94.38	104.15	-0.1106 *	-12.44%	107.23	-0.2162 *	-27.58%
4	45.00	88.47	102.10	-0.1496 *	-17.59%	106.11	-0.2575 *	-34.68%
5	60.00	85.98	97.43	-0.1339 *	-15.46%	104.45	-0.2669 *	-36.41%
6	60.00	88.74	95.98	-0.0925 *	-10.20%	103.28	-0.2348 *	-30.69%
7	90.00	90.30	79.82	0.1103	9.935%	93.27	-0.1378 *	-15.98%
8	90.00	87.26	79.06	0.0832	7.684%	92.99	-0.1643 *	-19.66%

- used in calculation; * - invalid data; D - deleted from calcs.

Calculations on 5 and 15 Mins data:

Statistical calculations could not be performed on the 5 Mins data.

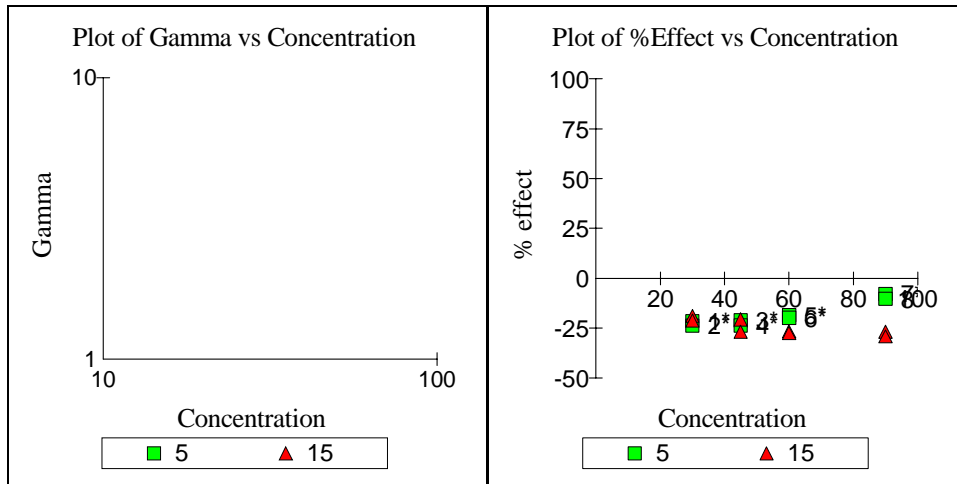
There are no valid data points.

Statistical calculations could not be performed on the 15 Mins data.

Hormesis detected.

Lowest % effect: -36.41%

Prøve: Fiskå 4, 21 m



Sample	Conc (%)	Io	Data etter 5 minutter			Data etter 15 minutter		
			It	Gamma	% effect	It	Gamma	% effect
Control	0.000	95.30	88.03	0.9237 #		87.68	0.9200 #	
Control	0.000	94.97	91.99	0.9686 #		91.22	0.9605 #	
1	30.00	92.60	106.37	-0.1763 *	-21.41%	103.47	-0.1585 *	-18.84%
2	30.00	93.44	109.35	-0.1915 *	-23.69%	106.44	-0.1746 *	-21.15%
3	45.00	95.36	109.27	-0.1743 *	-21.11%	108.10	-0.1705 *	-20.56%
4	45.00	92.17	107.81	-0.1911 *	-23.62%	109.87	-0.2112 *	-26.77%
5	60.00	92.46	103.67	-0.1561 *	-18.50%	110.06	-0.2101 *	-26.60%
6	60.00	91.39	103.63	-0.1656 *	-19.84%	109.52	-0.2154 *	-27.40%
7	90.00	91.12	92.92	-0.0721 *	-7.777%	108.60	-0.2111 *	-26.75%
8	90.00	90.03	93.96	-0.0934 *	-10.30%	109.32	-0.2256 *	-29.14%

- used in calculation; * - invalid data; D - deleted from calcs.

Calculations on 5 and 15 Mins data:

Statistical calculations could not be performed on the 5 Mins data.

Hormesis detected.

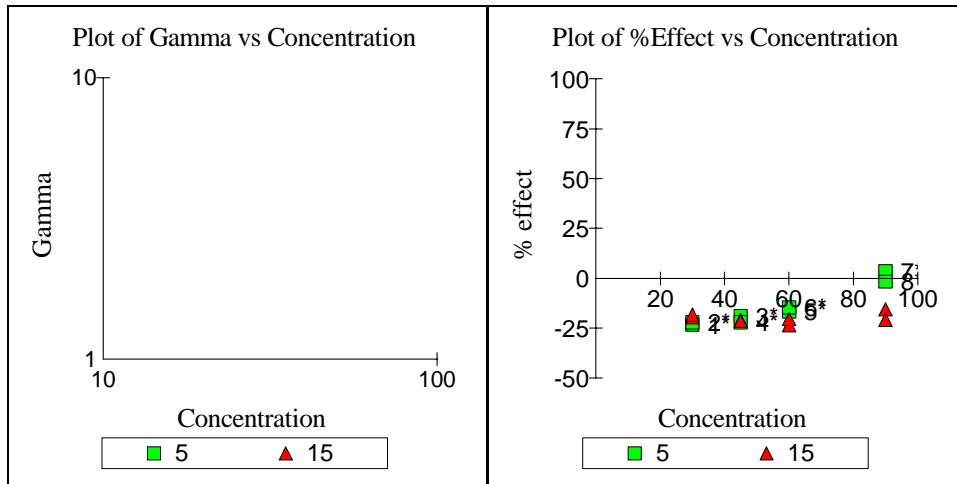
Lowest % effect: -23.69%

Statistical calculations could not be performed on the 15 Mins data.

Hormesis detected.

Lowest % effect: -29.14%

Prøve: Fiskå 5, dyp?



Sample	Conc (%)	Io	Data etter 5 minutter			Data etter 15 minutter		
			It	Gamma	% effect	It	Gamma	% effect
Control	0.000	94.81	89.60	0.9450 #		90.56	0.9552 #	
Control	0.000	96.06	91.03	0.9476 #		92.60	0.9640 #	
1	30.00	92.56	108.01	-0.1890 *	-23.31%	106.13	-0.1631 *	-19.49%
2	30.00	95.17	109.84	-0.1800 *	-21.96%	107.93	-0.1539 *	-18.18%
3	45.00	93.31	105.06	-0.1595 *	-18.98%	108.26	-0.1729 *	-20.91%
4	45.00	90.43	104.39	-0.1802 *	-21.98%	105.34	-0.1762 *	-21.40%
5	60.00	90.61	100.02	-0.1427 *	-16.64%	107.37	-0.1902 *	-23.49%
6	60.00	92.88	100.70	-0.1271 *	-14.57%	107.40	-0.1702 *	-20.50%
7	90.00	93.38	85.27	0.0363 *	3.507%	103.61	-0.1352 *	-15.63%
8	90.00	87.18	83.88	-0.0164 *	-1.670%	101.01	-0.1718 *	-20.74%

- used in calculation; * - invalid data; D - deleted from calcs.

Calculations on 5 and 15 Mins data:

Statistical calculations could not be performed on the 5 Mins data.

Hormesis detected.

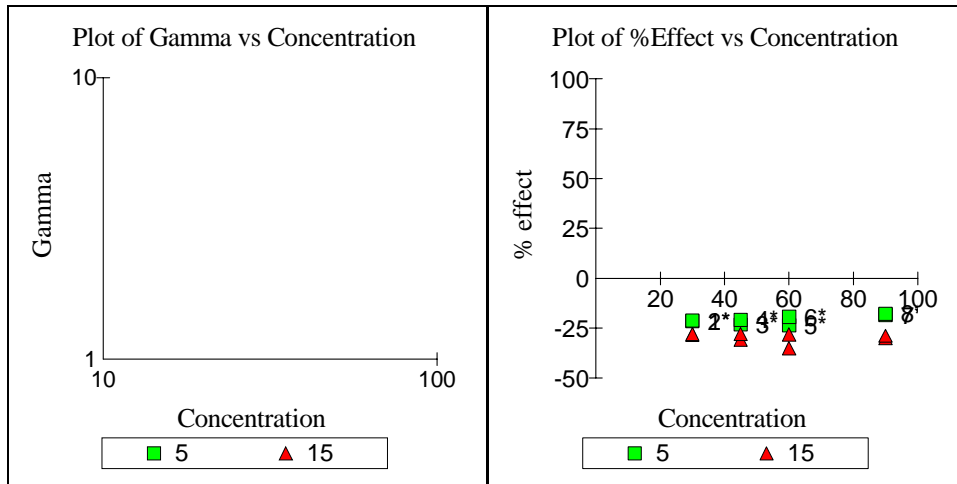
Lowest % effect: -23.31%

Statistical calculations could **not be performed on the 15 Mins data.**

Hormesis detected.

Lowest % effect: -23.49%

Prøve: Fiskå 6, dyp?



Sample	Conc (%)	I _o	Data etter 5 minutter			Data etter 15 minutter		
			I _t	Gamma	% effect	I _t	Gamma	% effect
Control	0.000	91.20	88.94	0.9752 #		82.45	0.9041 #	
Control	0.000	91.86	89.96	0.9793 #		84.10	0.9155 #	
1	30.00	87.34	103.68	-0.1767 *	-21.47%	101.98	-0.2208 *	-28.34%
2	30.00	89.41	105.93	-0.1751 *	-21.23%	103.99	-0.2178 *	-27.84%
3	45.00	86.27	103.82	-0.1879 *	-23.14%	102.65	-0.2354 *	-30.78%
4	45.00	89.34	105.49	-0.1723 *	-20.82%	103.92	-0.2179 *	-27.85%
5	60.00	80.80	97.53	-0.1904 *	-23.51%	99.26	-0.2594 *	-35.03%
6	60.00	86.87	101.30	-0.1619 *	-19.32%	101.28	-0.2197 *	-28.15%
7	90.00	83.27	96.36	-0.1555 *	-18.41%	98.49	-0.2308 *	-30.01%
8	90.00	84.77	97.56	-0.1509 *	-17.76%	99.32	-0.2235 *	-28.78%

- used in calculation; * - invalid data; D - deleted from calcs.

Calculations on 5 Mins data:

Statistical calculations could not be performed on the 5 Mins data.

Hormesis detected.

Lowest % effect: -23.51%

Statistical calculations could not be performed on the 15 Mins data.

Hormesis detected.

Lowest % effect: -35.03%

Ås, 18.1.2005

Utført av: Hege Stubberud

Vedlegg E. Resultattabell, *Arenicola*-test

Tabellen (neste side) viser Antall dyr observert på sedimentoverflaten, antall døde dyr (kun dag 10) og "casting rate (mengde ekskrementer) i triplikate kar (A, B, C) pr. satsjon fra Fiskå (1-6), samt kontroll/referanse-sediment.

^a Mer enn i de andre kontrollene

^b Nær 2

^c Nær 0

Vedlegg F. Tørrstoff, fettinnhold og PAH-konsentrasjoner i *Nereis diversicolor* og *Hinia reticulata* (bioakkumulerings-test)

Triplikater pr. stasjon er analysert (unntatt Fett-%).

TTS (%): Totalt tørrstoff (%).

Fett (% v.v.): Fettinnhold (% våtvekt). Analysert på blandprøver (pr. stasjon). Derfor ingen variabilitet i verdier pr. stasjon.

Konsentrasjoner av PAH er gitt som µg/kg våtvekt.

NAP: Naftalen

ACNLE: Acenaftylen

ACNE: Acenaften

FLE: Fluoren

PA: Fenantren

ANT: Antracen

FLU: Fluoranten

PYR: Pyren

BAA: Benzo[a]antracen

CHRTR: Krysen/Trifenylen

BBF: Benzo[b]fluoranten

BJKF: Benzo[j,k]fluoranten

BAP: Benzo[a]pyren

ICDP: Indeno[1,2,3-*cd*]pyren

DBA3A: Dibenz[a,c/a,h]antracen

BGHIP: Benzo[ghi]perylen

Totalt tørrstoff (%), Fettinnhold (% våtvekt) og konsentrasjoner (µg/kg v.v.) av PAH i <i>Nereis diversicolor</i> .																			
<i>N. diversicolor</i>	TTS (%)	Fett (% v.v.)	NAP	ACN	LE	FLE	PA	ANT	FLÜ	PYR	BAA	CHRTR	BBF	BJKF	BAP	ICDP	DBA3A	BGHIP	Sum PAH
Fiskå 1	9,4	0,81	15	<2	5,2	<2	15	27	s6200	s2500	s1100	560	950	210	490	140	33	170	s12415,2
Fiskå 1	13	0,81	8,3	<2	3,4	<2	15	26	s5300	s2100	s1000	570	880	200	480	150	32	170	s10934,7
Fiskå 1	14	0,81	9,1	<2	3,3	<2	9,9	22	s5700	s2300	s1200	620	s1000	260	560	190	39	230	s12143,3
Fiskå 2	13	0,86	11	<2	7	<2	7,1	8,9	s1200	900	220	s65	330	67	160	56	12	76	s3120
Fiskå 2	12	0,86	10	<2	6,8	2,2	14	15	s1800	s1300	260	s75	390	69	170	62	14	83	s4271
Fiskå 2	17	0,86	9,2	<2	3,9	<2	9,2	12	s1300	950	260	s66	380	79	190	78	15	85	s3437,3
Fiskå 3	11	0,83	9,7	<2	<2	2,9	2,4	17	150	5,2	5,2	s4,5	55	10	22	8,7	2,1	15	s304,5
Fiskå 3	13	0,83	7,3	<2	<2	3	<2	18	130	4,7	4,7	s4,8	44	7,4	18	8,4	2,2	12	s259,8
Fiskå 3	7,4	0,83	10	<2	<2	7,7	3,4	20	110	6	6	s6,1	39	8,1	16	8,8	2,1	13	s250,2
Fiskå 4	3	0,86	i	<2	3,9	<2	5,1	2,8	14	75	2,4	s2,0	22	3,3	8,1	3,9	<2	7,3	s149,8
Fiskå 4	13	0,86	8,1	<2	4,5	<2	6,8	2,9	15	78	3,3	s3,7	29	5,2	11	4,7	<2	9,1	s181,3
Fiskå 4	12	0,86	i	i	i	<2	7,8	5,7	15	83	4,2	s4,0	29	5,6	11	6,2	<2	8	s179,5
Fiskå 5	15	0,91	i	<2	<2	2,1	<2	9,6	20	<2	<2	<2	4,1	<2	<2	<2	<2	<2	35,8
Fiskå 5	6,3	0,91	8,3	<2	<2	<2	<2	9,9	22	<2	<2	<2	7,3	<2	2,5	<2	<2	3,5	53,5
Fiskå 5	3	0,91	7,2	<2	<2	<2	<2	12	24	<2	<2	<2	6	<2	<2	<2	<2	2,6	51,8
Fiskå 6	7,2	0,84	11	2,3	13	<2	15	2,9	16	48	<2	s2,2	11	2,4	3,3	2,6	<2	4,4	s134,1
Fiskå 6	13	0,84	7,2	<2	11	2,6	14	2,5	15	48	2,2	<2	15	3	4	2,5	<2	5,7	132,7
Fiskå 6	13	0,84	10	3,8	20	2,1	24	4,9	21	49	<2	s3,1	9,8	2,6	4,8	2,1	<2	4,5	s161,7
Kontroll	11	0,87	3,2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	3,2
Kontroll	16	0,87	2,7	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	2,7
Kontroll	9	0,87	2,1	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	2,1

s: Noe usikkerhet knyttet til tall (overstigning av kalibreringskurve, Ekstrapolert).

i: Koeluering i kromatogram.

Totalt tørrstoff (%), Fettinnhold (% våtvekt) og konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.) av PAH i *Hinia reticulata*.

<i>H. Reticulata</i>	TTS (%)	Fett (%)	Fett (% v.v.)	NAP	ACNLE	ACNE	FLE	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	CHRTR	BBF	BJKF	BAP	ICDP	DBA3A	BGHIP	Sum PAH
Fiskå 1	26	0,74	9,7	<5	8,1	7,1	51	34	s12000	s3700	510	290	330	200	270	87	24	99	s17619,9	
Fiskå 1	32	0,74	<5	<5	9,1	7	63	36	s9700	s3200	600	270	360	200	270	65	21	75	s14876,1	
Fiskå 1	32	0,74	6,6	<5	9	7,5	62	43	s15000	s4400	770	350	440	240	320	97	24	110	s21879,1	
Fiskå 2	25	0,5	i	i	i	12	140	43	s2200	s1000	220	120	220	120	160	74	22	77	s4408	
Fiskå 2	28	0,5	18	<5	5,3	<5	26	15	s2300	960	71	s41	130	96	120	41	11	61	s3895,3	
Fiskå 2	32	0,5	6,4	<5	6,9	5,5	41	22	s2200	940	130	s51	130	77	110	40	11	50	s3820,8	
Fiskå 3	25	0,56	5,3	<5	<5	<5	7,1	8,4	24	45	<5	s<5	12	9,5	9,8	<5	<5	7,2	s128,3	
Fiskå 3	27	0,56	i	<5	<5	<5	15	<5	34	52	5,2	s9,0	20	14	15	10	<5	11	s185,2	
Fiskå 3	32	0,56	5,8	<5	<5	<5	8,4	<5	27	48	<5	8,5	14	12	11	6,2	<5	8,7	149,6	
Fiskå 4	27	0,45	s86	<10	<10	<10	<10	<10	s25	s31	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	s142	
Fiskå 4	27	0,45	18	<5	<5	<5	15	8,2	23	32	<5	<5	7,5	5,9	<5	<5	<5	5,6	115,2	
Fiskå 4	29	0,45	17	<5	<5	<5	6,8	<5	10	20	<5	<5	6,7	<5	<5	<5	<5	5,2	65,7	
Fiskå 5	32	0,55	<10	<5	<5	<5	<5	<5	11	7,9	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	18,9	
Fiskå 5	32	0,55	12	<5	<5	<5	<5	<5	9,7	7,3	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	29	
Fiskå 5	22	0,55	33	<5	<5	<5	<5	<5	7,5	6,9	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	47,4	
Fiskå 6	25	0,42	32	<5	<5	<5	21	<5	17	16	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	86	
Fiskå 6	36	0,42	45	<5	<5	<5	13	<5	10	13	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	81	
Fiskå 6	27	0,42	91	<5	<5	<5	28	<5	17	17	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	153	
Kontroll	31	0,24	<10	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	0	
Kontroll	29	0,24	<10	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	0	
Kontroll	25	0,24	<10	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	0	

s: Noe usikkerhet knyttet til tall (overstigning av kalibreringskurve, Ekstrapolert).

i: Koeluering i kromatogram.

Vedlegg G. Bioakkumuleringsfaktorer (BAF) og Biota-til-sediment-akkumuleringsfaktorer (BSAF) for PAH beregnet for *Nereis diversicolor* og *Hinia Reticulata* (bioakkumulerings-test)

BAF (kg/kg t.v./t.v.): Bioakkumuleringsfaktor. Tørrvektsnormalisert konsentrasjon i organisme pr. tørrvektsnormalisert konsentrasjon i sediment.

BSAF (kg/kg, f.v./OC): Biota-til-sediment-akkumuleringsfaktorer. Fettvektsvektsnormalisert konsentrasjon i organisme pr. TOC-normalisert konsentrasjon i sediment.

NAP: Naftalen

ACNLE: Acenaftylen

ACNE: Acenaften

FLE: Fluoren

PA: Fenantren

ANT: Antracen

FLU: Fluoranten

PYR: Pyren

BAA: Benzo[a]antracen

CHRTR: Krysen/Trifenylen

BBF: Benzo[b]fluoranten

BJKF: Benzo[j,k]fluoranten

BAP: Benzo[a]pyren

ICDP: Indeno[1,2,3-*cd*]pyren

DBA3A: Dibenz[a,c/a,h]antracen

BGHIP: Benzo[ghi]perylen

BAF (kg/kg t.v./t.v.) for PAH i *N. diversicolor* og *H. reticulata*.

<i>N. diversicolor</i>																
	NAP	ACNLE	ACNE	FLE	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	CHRTR	BBF	BKF	BAP	ICDP	DBA3A	BGHIP
Fiskå 1	0,042		0,004		0,002	0,016	0,249	0,146	0,105	0,057	0,078	0,047	0,058	0,026	0,02	0,035
Fiskå 2	0,022		0,005	0,001	0,002	0,008	0,12	0,117	0,043	0,012	0,048	0,024	0,03	0,017	0,013	0,023
Fiskå 3	0,072				0,007	0,012	0,018	0,151	0,01	0,009	0,059	0,028	0,03	0,02	0,019	0,033
Fiskå 4	0,067		0,035		0,01	0,023	0,016	0,1	0,007	0,006	0,036	0,016	0,017	0,012		0,021
Fiskå 5	0,563				0,011		0,086	0,181			0,086		0,019			0,052
Fiskå 6	0,25	0,497	0,552	0,071	0,123	0,074	0,063	0,19	0,005	0,018	0,054	0,034	0,024	0,017		0,037
Kontroll	6,944															
<i>H. Reticulata</i>																
	NAP	ACNLE	ACNE	FLE	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	CHRTR	BBF	BKF	BAP	ICDP	DBA3A	BGHIP
Fiskå 1	0,009		0,003	0,003	0,004	0,01	0,215	0,097	0,024	0,012	0,013	0,018	0,013	0,006	0,005	0,007
Fiskå 2	0,013		0,002	0,003	0,006	0,009	0,093	0,053	0,012	0,006	0,01	0,016	0,011	0,007	0,007	0,009
Fiskå 3	0,017				0,006	0,006	0,01	0,021	0,001	0,004	0,007	0,015	0,007	0,005		0,008
Fiskå 4	0,112				0,004	0,005	0,007	0,012			0,002	0,002				0,003
Fiskå 5	0,308						0,022	0,017								
Fiskå 6	0,561				0,054											
Kontroll																

BSAF (kg/kg, f.v/OC) for PAH i *N. diversicolor* og *H. reticulata*.

<i>N. diversicolor</i>																
	NAP	ACNLE	ACNE	FLE	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	CHRTR	BBF	BKF	BAP	ICDP	DBA3A	BGHIP
Fiskå 1	0,110		0,009		0,006	0,041	0,644	0,378	0,273	0,147	0,201	0,122	0,149	0,068	0,053	0,090
Fiskå 2	0,075		0,017	0,003	0,006	0,027	0,414	0,403	0,148	0,040	0,164	0,084	0,104	0,057	0,043	0,080
Fiskå 3	0,064				0,006	0,010	0,016	0,136	0,009	0,008	0,053	0,025	0,027	0,018	0,017	0,029
Fiskå 4	0,057		0,030		0,009	0,019	0,013	0,086	0,006	0,005	0,031	0,013	0,015	0,010		0,018
Fiskå 5	0,143				0,003		0,022	0,046			0,022		0,005			0,013
Fiskå 6	0,192	0,382		0,054	0,094	0,057	0,048	0,146	0,004	0,013	0,041	0,026	0,019	0,013		0,028
Kontroll	0,709															
<i>H. Reticulata</i>																
	NAP	ACNLE	ACNE	FLE	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	CHRTR	BBF	BKF	BAP	ICDP	DBA3A	BGHIP
Fiskå 1	0,060		0,022	0,021	0,027	0,068	1,505	0,677	0,170	0,083	0,088	0,128	0,092	0,039	0,038	0,049
Fiskå 2	0,156		0,030	0,035	0,073	0,102	1,109	0,637	0,144	0,071	0,123	0,196	0,134	0,078	0,079	0,106
Fiskå 3	0,059				0,021	0,022	0,037	0,075	0,004	0,014	0,026	0,052	0,026	0,017		0,029
Fiskå 4	0,542				0,019	0,027	0,034	0,058			0,010	0,011				0,015
Fiskå 5	0,457						0,032	0,025								
Fiskå 6	2,290				0,221		0,082	0,093								
Kontroll																

Vedlegg H. K_d -verdier (L/kg; fordelingskoeffisient sediment/vann).

Tabellen viser K_d for sedimentene fra Fiskå utledet ved POM fast-fase-ekstraksjon (POM-SPE), K_d -”sjablong”-verdi fra risikoveileder (normalisert til 1 % TOC) og K_d -verdi fra risikoveileder normalisert til TOC-innholdet i Fiskå-sedimentene (se Vedlegg C).

NAP: Naftalen

ACNLE: Acenaftylen

ACNE: Acenaften

FLE: Fluoren

PA: Fenantren

ANT: Antracen

FLU: Fluoranten

PYR: Pyren

BAA: Benzo[a]antracen

CHRTR: Krysen/Trifenylen

BBF: Benzo[b]fluoranten

BJKF: Benzo[j,k]fluoranten

BAP: Benzo[a]pyren

ICDP: Indeno[1,2,3-*cd*]pyren

DBA3A: Dibenz[a,c/a,h]antracen

BGHIP: Benzo[ghi]perylen

K_d (L/kg) utledet ved POM-SPE

	NAP	ACNLE	ACNE	FLE	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	CHRTR	BBF	BJKF	BAP	ICDP	DBA3A	BGHIP
Fiskå 1	312569	335200	462656	273169	367811	331244	241386	282619	1493158	2995314	4580949	6609640	8575558	43513488	24327492	17763102
Fiskå 2	1333823	85194	580579	487347	433300	452205	482382	483529	3901781	8793593	10488613	14523778	17995536	57168412	40032520	24487446
Fiskå 3			725423	484333	844058	327402	939925	379535	6575410	10041986	4928148	6606233	10567219	29855316	17487837	13123293
Fiskå 4			391089	689264	3643779	434751	837811	472028	6756564	8702009	6584470	9103695	13224446	40042221	18666667	16428616
Fiskå 5			38751		95815	106730	317187	284203	2020847	2884950	1978708	2475192	4134715	9112390	4909829	4059781
Fiskå 6			188418		276661	247307	694119	321766	4399254	4670799	3420194	4559376	8976298	23062417	10230778	8502538

K_d (L/kg) fra risikoveileder (1% TOC)

	NAP	ACNLE	ACNE	FLE	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	CHRTR	BBF	BJKF	BAP	ICDP	DBA3A	BGHIP
10					170	200	1515		6172	5253		17395	6614	10482		26942

K_d (L/kg) fra risikoveileder, normalisert til TOC i fiskå-sediment

	NAP	ACNLE	ACNE	FLE	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	CHRTR	BBF	BJKF	BAP	ICDP	DBA3A	BGHIP
Fiskå 1	173				2941	3460	26210		106776	90877		300934	114422	181339		466097
Fiskå 2	211				3587	4220	31967		130229	110838		367035	139555	221170		568476
Fiskå 3	71				1207	1420	10757		43821	37296		123505	46959	74422		191288
Fiskå 4	79				1336	1572	11908		48512	41289		136725	51986	82389		211764
Fiskå 5	29				485	570	4318		17590	14971		49576	18850	29874		76785
Fiskå 6	58				993	1168	8848		36044	30678		101587	38626	61215		157341

Vedlegg I. Risikoveilederens grenseverdier for PAH i vann, samt sediment utledet ved ulike K_d -verdier (økologisk risiko)





Tabellene viser risikoveilederens økologisk risiko-grenseverdier for PAH i vann (HC5), samt maksimalt tillatte nivåer (MPC) for sediment ($MPC=HC5 \times K_d$). MPC er utledet fra HC5 og tre ulike K_d -verdier:

PMC_{RV} : Risikoveilederens "sjablongverdi" (se risikoveilederens Vedlegg B). Denne er produktet av HC5 og risikoveilederens "sjablongverdi" for K_d .

PMC_{RV-TOC} : PMC utledet fra HC5 og risikoveilederens "sjablong"- K_d normalisert til TOC-innholdet i sedimentene fra Fiskå.

PMC_{POM} : PMC utledet fra HC5 og K_d -verdiene utledet ved POM-SPE.

Til sammenligning er konsentrasjonene av PAH målt i Fiskå-sedimentene (stasjon 1-6) også presentert i tabellene.

	: Sedimentkonsentrasjonene overskrider PMC_{POM}
	: Sedimentkonsentrasjonene overskrider PMC_{RV-TOC}
	: Sedimentkonsentrasjonene overskrider PMC_{RV}
	: Sedimentkonsentrasjonene overskrider ikke PMC

Stasjon: Fiskå1

	HC5	MPC _{RV}	MPC _{RV-TOC}	MPC _{POM}		Sediment-kons.
	µg/L	µg/kg	µg/kg	µg/kg		µg/kg
naftalen	2,1	20	363	656394	naftalen	2100
fenantren	3,2	543	9411	1176994	fenantren	50000
antracen	0,034	6,8	118	11262	antracen	13000
fluoranten	0,12	182	3145	28966	fluoranten	190000
benzo(a)antracen	0,01	62	1068	14932	benzo(a)antracen	86000
krysen	0,28	1469	25446	838688	krysen/trifenylen	85000
benzo(k)fluoranten	0,0036	63	1083	23795	benzo(j,k)fluoranten	39000
benzo(a)pyren	0,005	33	572	42878	benzo(a)pyren	73000
indeno(1,2,3-cd)pyren	0,00061	6,4	111	26543	indeno(1,2,3-cd)pyren	50000
benzo(ghi)perylen	0,0031	83	1445	55066	benzo(ghi)perylen	45000

Stasjon: Fiskå2

	HC5	MPC _{RV}	MPC _{RV-TOC}	MPC _{POM}		Sediment-kons.
	µg/L	µg/kg	µg/kg	µg/kg		µg/kg
naftalen	2,1	20	443	2801028	naftalen	3300
fenantren	3,2	543	11478	1386560	fenantren	40000
antracen	0,034	6,8	143	15375	antracen	11000
fluoranten	0,12	182	3836	57886	fluoranten	85000
benzo(a)antracen	0,01	62	1302	39018	benzo(a)antracen	41000
krysen	0,28	1469	31035	2462206	krysen/trifenylen	42000
benzo(k)fluoranten	0,0036	63	1321	52286	benzo(j,k)fluoranten	21000
benzo(a)pyren	0,005	33	698	89978	benzo(a)pyren	41000
indeno(1,2,3-cd)pyren	0,00061	6,4	135	34873	indeno(1,2,3-cd)pyren	28000
benzo(ghi)perylen	0,0031	83	1762	75911	benzo(ghi)perylen	25000

Stasjon: Fiskå3

	HC5	MPC _{RV}	MPC _{RV-TOC}	MPC _{POM}		Sediment-kons.
	µg/L	µg/kg	µg/kg	µg/kg		µg/kg
naftalen	2,1	20	149		naftalen	1200
fenantren	3,2	543	3862	2700984	fenantren	6200
antracen	0,034	6,8	48	11132	antracen	1600
fluoranten	0,12	182	1291	112791	fluoranten	9700
benzo(a)antracen	0,01	62	438	65754	benzo(a)antracen	5000
krysen	0,28	1469	10443	2811756	krysen/trifenylen	5400
benzo(k)fluoranten	0,0036	63	445	23782	benzo(j,k)fluoranten	2900
benzo(a)pyren	0,005	33	235	52836	benzo(a)pyren	5900
indeno(1,2,3-cd)pyren	0,00061	6,4	45	18211	indeno(1,2,3-cd)pyren	4100
benzo(ghi)perylen	0,0031	83	593	40682	benzo(ghi)perylen	3900

Stasjon: Fiskå4

	HC5	MPC _{RV}	MPC _{RV-TOC}	MPC _{POM}		Sediment-kons.
	µg/L	µg/kg	µg/kg	µg/kg		µg/kg
naftalen	2,1	20		165	naftalen	1300
fenantren	3,2	543		4276 11660092	fenantren	6800
antracen	0,034	6,8		53 14782	antracen	1800
fluoranten	0,12	182		1429 100537	fluoranten	10000
benzo(a)antracen	0,01	62		485 67566	benzo(a)antracen	5300
krysen	0,28	1469		11561 2436562	krysen/trifenylen	6000
benzo(k)fluoranten	0,0036	63		492 32773	benzo(j,k)fluoranten	3200
benzo(a)pyren	0,005	33		260 66122	benzo(a)pyren	6200
indeno(1,2,3-cd)pyren	0,00061	6,4		50 24426	indeno(1,2,3-cd)pyren	4500
benzo(ghi)perylen	0,0031	83		656 50929	benzo(ghi)perylen	4200

Stasjon: Fiskå5

	HC5	MPC _{RV}	MPC _{RV-TOC}	MPC _{POM}		Sediment-kons.
	µg/L	µg/kg	µg/kg	µg/kg		µg/kg
naftalen	2,1	20		60	naftalen	170
fenantren	3,2	543		1550 306609	fenantren	820
antracen	0,034	6,8		19 3629	antracen	200
fluoranten	0,12	182		518 38062	fluoranten	1500
benzo(a)antracen	0,01	62		176 20208	benzo(a)antracen	670
krysen	0,28	1469		4192 807786	krysen/trifenylen	710
benzo(k)fluoranten	0,0036	63		178 8911	benzo(j,k)fluoranten	310
benzo(a)pyren	0,005	33		94 20674	benzo(a)pyren	540
indeno(1,2,3-cd)pyren	0,00061	6,4		18 5559	indeno(1,2,3-cd)pyren	400
benzo(ghi)perylen	0,0031	83		238 12585	benzo(ghi)perylen	480

Stasjon: Fiskå6

	HC5	MPC _{RV}	MPC _{RV-TOC}	MPC _{POM}		Sediment-kons.
	µg/L	µg/kg	µg/kg	µg/kg		µg/kg
naftalen	2,1	20		123	naftalen	340
fenantren	3,2	543		3177 885314	fenantren	1300
antracen	0,034	6,8		40 8408	antracen	420
fluoranten	0,12	182		1062 83294	fluoranten	2500
benzo(a)antracen	0,01	62		360 43993	benzo(a)antracen	1300
krysen	0,28	1469		8590 1307824	krysen/trifenylen	910
benzo(k)fluoranten	0,0036	63		366 16414	benzo(j,k)fluoranten	700
benzo(a)pyren	0,005	33		193 44881	benzo(a)pyren	1500
indeno(1,2,3-cd)pyren	0,00061	6,4		37 14068	indeno(1,2,3-cd)pyren	1300
benzo(ghi)perylen	0,0031	83		488 26358	benzo(ghi)perylen	1200

Vedlegg J. BCF, Forventede biota-konsentrasjoner og faktiske, målte biota-konsentrasjoner

Tabellene viser biokonsentreringsfaktor, BCF ("sjablong"-verdi), fra risikoveileder, forventede biota-konsentrasjoner utregnet v.h.a. BCF- og K_d - "sjablong"-verdier fra risikoveileder (normalisert til TOC-innholdet i Fiskå-sedimentene; Vedlegg C), forventede biota-konsentrasjoner utregnet v.h.a. BCF ("sjablong"-verdi, fra risikoveileder) og POM-SPE utledete K_d -verdier (se Vedlegg H), samt faktiske, målte biota-konsentrasjoner (*Nereis diversicolor* og *Hinia reticulata* fra bioakkumuleringstest; gjennomsnitt av triplikater; se Vedlegg F).

Forventede biota-konsentrasjoner baseres på at bioakkumulering av PAH skjer ved likevekt mellom de tre fasene: sedimentpartikler \Leftrightarrow porevann \Leftrightarrow organismer

NAP: Naftalen
ACNLE: Acenaftylen
ACNE: Acenaften
FLE: Fluoren
PA: Fenantren
ANT: Antracen
FLU: Fluoranten
PYR: Pyren
BAA: Benzo[a]antracen
CHRTR: Krysen/Trifenylen
BBF: Benzo[b]fluoranten
BJKF: Benzo[j,k]fluoranten
BAP: Benzo[a]pyren
ICDP: Indeno[1,2,3-*cd*]pyren
DBA3A: Dibenz[a,c/a,h]antracen
BGHIP: Benzo[ghi]perylen

BCF fra risikoveileder (L/kg v.v.)

	NAP	ACNLE	ACNE	FLE	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	CHRTR	BBF	BJKF	BAP	ICDP	DBA3A	BGHIP
	99,8				1476	1409	7227	17337	32283	50000	50000	50000	50000	50000	50000	50000

Forventede biota-kons. ($\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.), fra K_d og BCF i risikoveileder (normalisert til TOC i Fiskåsediment)

	NAP	ACNLE	ACNE	FLE	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	CHRTR	BBF	BJKF	BAP	ICDP	DBA3A	BGHIP
Fiskå 1	1211				25094	5294	52391	13964	30195	6480	31899	13786	4827			
Fiskå 2	1561				16459	3673	19217	5458	12233	2861	14690	6330	2199			
Fiskå 3	1687				7582	1588	6517	1978	4674	1174	6282	2755	1019			
Fiskå 4	1651				7511	1613	6069	1894	4691	1170	5963	2731	992			
Fiskå 5	595				2498	494	2511	660	1531	313	1432	669	313			
Fiskå 6	581				1933	507	2042	625	958	345	1942	1062	381			

Forventede biota-kons. ($\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.), fra POM-SPE-utledete K_d og BCF i risikoveileder

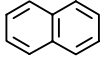
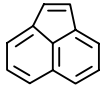
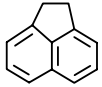
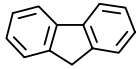
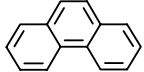
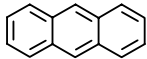
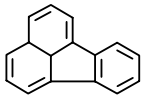
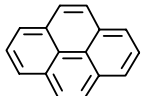
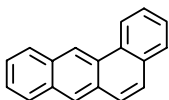
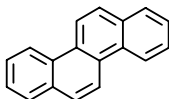
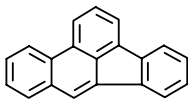
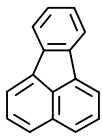
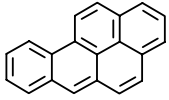
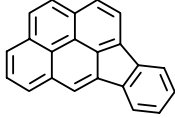
	NAP	ACNLE	ACNE	FLE	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	CHRTR	BBF	BJKF	BAP	ICDP	DBA3A	BGHIP
Fiskå 1	0,67				201	55	5689	999	916	295	426	57	127			
Fiskå 2	0,25				136	34	1273	182	154	72	114	24	51			
Fiskå 3					11	7	75	13	17	22	28	7	15			
Fiskå 4					3	6	86	14	22	18	23	6	13			
Fiskå 5					13	3	34	6	8	6	7	2	6			
Fiskå 6					7	2	26	5	6	8	8	3	7			

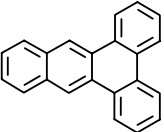
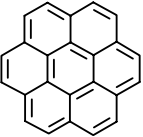
Målte biota-kons. (gjennomsnitt for triplikater; µg/kg v.v.; n.d.=0,0)

	NAP	ACNLE	ACNE	FLE	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	CHRTR	BBF	BJKF	BAP	ICDP	DBA3A	BGHP
<i>N. diversicolor</i>																
Fiskå 1	10,8	0,0	4,0	0,0	13,3	25,0	5733,3	2300,0	1100,0	583,3	943,3	223,3	510,0	160,0	34,7	190,0
Fiskå 2	10,1	0,0	5,9	0,7	10,1	12,0	1433,3	1050,0	246,7	68,7	366,7	71,7	173,3	65,3	13,7	81,3
Fiskå 3	9,0	0,0	0,0	0,0	4,5	1,9	18,3	130,0	5,3	5,1	46,0	8,5	18,7	8,6	2,1	13,3
Fiskå 4	8,1	0,0	4,2	0,0	6,6	3,8	14,7	78,7	3,3	3,2	26,7	4,7	10,0	4,9	0,0	8,1
Fiskå 5	7,8	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	10,5	22,0	0,0	0,0	5,8	0,0	0,8	0,0	0,0	2,0
Fiskå 6	9,4	2,0	14,7	1,6	17,7	3,4	17,3	48,3	0,7	1,8	11,9	2,7	4,0	2,4	0,0	4,9
<i>H. Reticulata</i>																
Fiskå 1	5,4	0,0	8,7	7,2	58,7	37,7	12233,3	3766,7	626,7	303,3	376,7	213,3	286,7	83,0	23,0	94,7
Fiskå 2	12,2	0,0	6,1	5,8	69,0	26,7	2233,3	966,7	140,3	70,7	160,0	97,7	130,0	51,7	14,7	62,7
Fiskå 3	5,6	0,0	0,0	0,0	10,2	2,8	28,3	48,3	1,7	5,8	15,3	11,8	11,9	5,4	0,0	9,0
Fiskå 4	40,3	0,0	0,0	0,0	7,3	2,7	19,3	27,7	0,0	0,0	4,7	2,0	0,0	0,0	0,0	3,6
Fiskå 5	15,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,4	7,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fiskå 6	56,0	0,0	0,0	0,0	20,7	0,0	14,7	15,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Vedlegg K. Oversikt over Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Tabellen viser Molekylvekt og strukturformel

Molvækt	Forbindelse	Strukturformel
128	Naftalen	
152	Acenaftalen	
154	Acenaften	
166	Fluoren	
178	Fenantren	
178	Antracen	
202	Fluoranten	
202	Pyren	
228	Benzo[a]antracen	
228	Chrysen	
252	Benzo[b]fluoranten	
252	Benzo[j,k]fluoranten	
252	Benzo[a]pyren	
276	Indeno[1,2,3-cd]pyren	

278	Dibenzo[a,c]antracen	 The chemical structure of Dibenzo[a,c]anthracene consists of a central anthracene core (three fused benzene rings) with two additional benzene rings fused to the 1 and 5 positions of the anthracene system.
276	Benzo[g,h,i]perylene	 The chemical structure of Benzo[g,h,i]perylene consists of a central perylene core (ten fused benzene rings) with one additional benzene ring fused to the 12 position of the perylene system.