

Oppdatering av miljøstatus for Sunndalsfjorden i 2008

Vannmasser, sediment og organismer



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 23 24 95

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

| | | |
|---|---------------------------------------|---------------------|
| Tittel Oppdatering av miljøstatus for Sunndalsfjorden i 2008. Vannmasser, sediment og organismer. | Løpenr. (for bestilling) 5941-2010 | Dato 01.03.2010 |
| | Prosjektnr. Undernr. O-27445 | Sider Pris 92 |
| Forfatter(e) Kristoffer Næs, Ian Allan, Eivind Oug, Hans Chr. Nilsson og Jarle Håvardstun | Fagområde Miljøgifter, marint | Distribusjon Fri |
| | Geografisk område Møre og Romsdal | Trykket NIVA |

| | |
|---|---|
| Oppdragsgiver(e) Hydro Aluminium Sunndal | Oppdragsreferanse Arne Magne Johannessen |
|---|---|

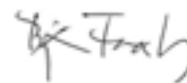
Sammendrag

Miljøstatusen for Sunndalsfjorden har blitt oppdatert gjennom undersøkelser i 2008 som har inkludert bestemmelse av PAH i vannmassene ved hjelp av blåskjell og passive prøvetakere, PAH, metaller og klorerte forbindelser i torsk, krabbe og sediment, sedimentprofilfotografering og sammensetningen av dyrelivet på bløtbunn. Generelt sett er det en forbedring i miljøtilstanden i fjordsystemet over tid. PAH-innholdet i blåskjell (finnes kun i ytre fjordområde) var lavt. Beregninger av PAH-innholdet i vannmassene indikerer at konsentrasjonene ligger under vandirektivets grenseverdier bortsett fra for de tyngre forbindelsene som indenopyren og benzoperylen. PAH-innholdet i krabbeinnmat samt PAH-metabolitter i galle fra torsk var også lavt. Metallinnholdet i krabbe og sediment var stort sett lavt, bortsett fra TBT i sedimentet i den helt innerste delen av fjorden. TBT-resultatene er i tråd med hva man ofte finner som følge av påvirkning fra bunnstoff på skip. PAH-innholdet i sedimentene er fremdeles høyt, særlig i den innerste delen av Sunndalsfjorden. Generelt var det et godt utviklet dyreliv med høy artsrikhet på alle stasjonene, men helt innerst ved Sunndalsøra var det økt andel av arter som erfaringsmessig tiltar i områder med høye sedimentkonsentrasjoner av PAH.

| | |
|---------------------|-----------------------|
| Fire norske emneord | Fire engelske emneord |
| 1. Sunndalsfjorden | 1. Sunndalsfjord |
| 2. PAH | 2. PAH |
| 3. Sedimenter | 3. Sediments |
| 4. Organismer | 4. Organisms |



Kristoffer Næs
Prosjektleder



Bjørn Faafeng
Seniorrådgiver

O-27445

**Oppdatering av miljøstatus for Sunndalsfjorden i
2008**

Vannmasser, sediment og organismer

Forord

Undersøkelsene i Sunndalsfjorden er gjennomført av NIVA på oppdrag fra Hydro Aluminium Sunndal. Kontaktpersoner ved bedriften har vært Arne Magne Johannessen og Berit Hugdal.

Feltarbeidet ble gjennomført fra 'Aslegut' av Ian Allan, Hans Chr. Nilsson og Kristoffer Næs. I tillegg har Jan Olav Polden fra verket utført prøvetaking.

Analysene er gjort ved NIVAs laboratorium og dels Umeå Universitet, Kemiska institusjonen, Miljökemiska Laboratoriet ved Per Liljelind og Sture Bergek.

Rapporteringen har vært utført av Ian Allan, Eivind Oug, Hans Chr. Nilsson, Jarle Håvardstun og Kristoffer Næs. Sistnevnte har også vært prosjektleder.

Alle takkes for innsats!

Oslo, 1. mars 2010

Kristoffer Næs

Innhold

| | |
|---|-----------|
| Sammendrag | 6 |
| Summary | 8 |
| 1. Bakgrunn | 9 |
| 1.1 Innledning og formål | 9 |
| 1.2 Status for området i dag | 9 |
| 1.3 Undersøkelselementer | 10 |
| 1.3.1 Partikkeltilknytning og biotilgjengelighet av sedimentbundet PAH | 10 |
| 1.3.2 Undersøkelser knyttet til utbedring av kai med tilhørende mudring | 11 |
| 1.3.3 Sammenstilling av blåskjelldata fra CEMP-undersøkelsene | 11 |
| 1.3.4 Oppdatert forurensningsstatus for fjordområdet | 12 |
| 2. Materiale og metoder | 14 |
| 2.1 Måleprogram og omfang | 14 |
| 2.2 Innsamling av prøver | 14 |
| 2.3 Analysemetoder | 16 |
| 2.4 Bedømming av miljøtilstand | 17 |
| 2.4.1 Klifs klassifiseringssystem for vann, sedimenter og biota | 17 |
| 2.4.2 Klassifisering av bløtbunnsfauna | 17 |
| 2.4.3 Klassifisering av sedimentprofilbilder | 18 |
| 3. Resultater | 20 |
| 3.1 PAH i vannmasser | 20 |
| 3.1.1 Blåskjell | 20 |
| 3.1.2 Passive prøvetakere (SPMD) | 21 |
| 3.2 Organismer | 24 |
| 3.2.1 Metaller og PAH i krabbe | 25 |
| 3.2.2 PAH-metabolitter i galle av torsk | 26 |
| 3.2.3 Klorerte forbindelser i torsk og krabbe | 27 |
| 3.3 Sedimenter | 29 |
| 3.3.1 Sedimenttyper og metallinnhold | 29 |
| 3.3.2 PAH | 34 |
| 3.4 Bløtbunnsfauna og sedimentaktivitet | 36 |
| 3.4.1 Prøvetaking | 36 |
| 3.4.2 Sedimentprofilfotografering | 37 |
| 3.4.3 Bunnfauna | 39 |
| 4. Referanser | 44 |
| 5. Vedlegg | 46 |
| 5.1 Beregning av vannkonsentrasjon av PAH ut fra SPMD | 46 |
| 5.2 Bløtbunnsfauna | 49 |
| 5.3 Analyseresultater SPMD | 52 |

| | |
|--|----|
| 5.4 Analyseresultater sedimenter | 58 |
| 5.5 Analyseresultater krabbeklør og krabbeinnmat | 72 |
| 5.6 Analyse av PAH-metabolitter i galle | 76 |
| 5.7 Analyse av dioksin og dioksinlignende PCB | 77 |

Sammendrag

Hydro Aluminium Sunndal har i de senere årene utvidet verket og endret teknologi til 100 % Prebake. Dette har ført til reduksjon i påvirkningen av PAH i Sunndalsfjorden. Bedriften har derfor ønsket å få en oppdatert beskrivelse av miljøsituasjonen i fjordområdet og har i den sammenheng engasjert NIVA for å bistå dem i arbeidet.

Hovedmålsetningene for arbeidet som er gjennomført var:

- Gi en oppdatert forurensningsmessig status for området
- Fremskaffe data for revurdering av eksisterende kostholdsråd
- Danne grunnlag for langtidsovervåking av området

Måleprogrammet for undersøkelsene i Sunndalsfjorden har inkludert bestemmelse av PAH i vannmassene ved hjelp av blåskjell og passive prøvetakere, PAH, metaller og klorerte forbindelser i torsk, krabbe og sediment, sedimentprofilografering og sammensetningen av dyrelivet på bløtbunn.

Hovedkonklusjonene fra undersøkelsene er:

PAH i vannmasser (blåskjell og passive prøvetakere):

Det ble samlet blåskjell fra lokaliteter fra Honnhammer til Flåøya. Konsentrasjonene av PAH₁₆ tilsvarte Klima- og forurensningsdirektoratets (Klif) tilstandsklasse I-Bakgrunn, mens innholdet av benzo(a)pyren (B(a)P) var svakt forhøyet i skjellene fra Flå og Honnhammer og tilsvarende Klifs tilstandsklasse II-God. På alle tre stasjonene var BaP-konsentrasjonen under Mattilsynet/EUs grenseverdi for muslinger på 10 µg/kg friskvekt.

Beregning av PAH-innholdet i vannmassene ved bruk av passive prøvetakere (SPMDer) antyder at PAH-konsentrasjonen i vannmassene på alle stasjonene er under EUs EQS (Environmental Quality Standard) bortsett fra for summen av indenopyren og benzoperylen.

Metaller og PAH i krabbe:

Det er sparsomt med generelle data om konsentrasjonen av tungmetaller i skallinnmat fra taskekrabbe. Sammenlignet med litteraturdata over forventet variasjonsbredde av metaller i skallinnmat, var konsentrasjonene i krabber fra Sunndalsfjorden godt under disse verdiene.

For kvikksølv i klokjøtt fra krabbe har EU satt en grenseverdi på 0,5 µg/g friskvekt. Verdiene i krabbene fra Sunndalsfjorden var godt under denne grenseverdien. Det er ikke utviklet norske grenseverdier for kvikksølv i klokjøtt fra krabbe.

Det er også begrenset og varierende informasjon om konsentrasjoner av PAH i skallinnmat av taskekrabbe. Klif har heller ikke utarbeidet tilstandsklasser. PAH-resultatene fra krabber fra Sunndalsfjorden tyder på at verdiene ligger i et normalområde for ikke vesentlig påvirkning.

PAH-metabolitter i galle fra torsk:

Fisk blir eksponert for PAH i hovedsak gjennom inntak av PAH-forurenset føde, i stor grad sedimentlevende organismer. Imidlertid har fisk et enzymesystem som bryter ned PAH slik at disse forbindelsene er vanskelig målbare i filet. I nedbrytningen av PAH gjøres PAH-forbindelsene mer løselige for så å kunne skilles ut gjennom gallen. Forekomst av PAH-metabolitter i galle gir dermed informasjon om fisken har vært eksponert for disse forbindelsene. Konsentrasjonene i torsk fra Jordalsnes og Flåøya var lave og viste ikke vesentlig påvirkning.

Klorerte forbindelser i torskelever og skallinnmat fra krabbe:

Torskelever og skallinnmat fra krabbe ble analysert for innhold av dioksiner og PCBer med dioksinlignende virkning. Konsentrasjonene var lave og svarende til Klifs tilstandsklasse *ubetydelig forurenset*.

Metaller og PAH i sedimenter:

Innholdet av tungmetaller i sedimentene var stort sett lavt. Hovedmengden av data tilsvarte *bakgrunn* til *god* miljøtilstand. Nikkelinnholdet ble klassifisert til *moderat* miljøtilstand (tilstandsklasse III) og TBT til *dårlig* miljøtilstand (tilstandsklasse IV) på en stasjon helt nær Sunndalsøra.

Det var høye konsentrasjoner av PAH i sedimentene, i særlig grad i den innerste delen av Sunndalsfjorden. Innenfor en avstand på ca. 3 km fra verket tilsvarte konsentrasjonene av PAH₁₆ *dårlig til svært dårlig* miljøtilstand (tilstandsklasse IV-V). Konsentrasjonene avtok raskt utover i fjordsystemet. I en avstand større enn 3 km fra Sunndalsøra var konsentrasjoner tilsvarende at miljøtilstanden i sedimentene kunne klassifiseres som *moderat* (tilstandsklasse III) med hensyn på PAH₁₆.

Sammenlignet med tidligere undersøkelser er det en klar nedgang i PAH-konsentrasjonene over en 20-års periode.

Dyreliv på bløtbunn:

Fauna på bløtbunn ble undersøkt på tre stasjoner, en plassert i området ved utslippspunktet fra bedriften og to i fjorden utenfor. Generelt var det et godt utviklet dyreliv med høy artsrikhet på alle stasjonene, men nær utslippspunktet var det økt andel av arter som erfaringsmessig tilar i områder med høye sedimentkonsentrasjoner av PAH. Vurdert i henhold til kriteriesystemet som nå utvikles til vanndirektivet, var tilstanden på alle undersøkte lokaliteter svært god. På de innerste stasjonene nærmest bedriften var tilstanden bedre enn ved de tidligere undersøkelsene i 1986 og 1995.

Sedimentprofilografering, som gir en rask visuell karakteristikk av sediment og bløtbunnsfauna, ble foretatt langs to transekter innerst i fjorden og på stasjonene for bunnfauna i fjorden utenfor. Fotograferingen indikerte at det var dårlig tilstand svært nær utslippspunktet fra bedriften, men at tilstanden raskt ble bedre utover mot dypere vann. Lenger ut i fjorden var det god tilstand. På de fleste stasjonene var det tydelige spor av aktivitet fra bunnorganismer.

Summary

Title: Environmental status in the Sunndalfjord 2008. Water masses, sediments and organisms.

Year: 2010

Author: Kristoffer Næs, Ian Allan, Eivind Oug, Hans Chr. Nilsson og Jarle Håvardstun

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-5676-5

The environmental status in the Sunndalfjord has been updated in 2008. Measurements have included PAHs in the water column illustrated through concentrations in blue mussels and passive samplers, PAH, metals and chlorinated compounds in cod, crabs and sediments and soft bottom fauna community structure. The Sunndalfjord shows an improvement over time although elevated concentrations, in particular of PAHs, are still observed in the sediments.

1. Bakgrunn

1.1 Innledning og formål

Hydro Aluminium Sunndal har i de senere årene utvidet verket og endret teknologi til 100% Prebake. Dette har ført til reduksjon i påvirkningen av PAH i Sunndalsfjorden. Bedriften har derfor ønsket å få en oppdatert beskrivelse av miljøsituasjonen i fjordområdet og har i den sammenheng engasjert NIVA for å bistå dem i arbeidet.

Hovedmålsetningene for arbeidet som er gjennomført var:

- Gi en oppdatert forurensningsmessig status for området
- Fremskaffe data for revurdering av eksisterende kostholdsråd
- Danne grunnlag for langtidsovervåking av området

Som et første trinn i denne planen, ble det 14. november 2006 skrevet et notat (K. Næs) hvor det ble trukket opp rammer for arbeidet. Prioriterte oppgaver er vist i **Tabell 1**.

Tabell 1. Prioriterte oppgaver for videre undersøkelser i Sunndalsfjorden (jfr. Notat 14. nov. 2006 av K. Næs)

| <i>Aktivitet</i> | <i>Type</i> |
|------------------|--|
| 1. | <i>Partikkeltilknytning og biotilgjengelighet av sedimentbundet PAH</i> |
| 2. | <i>Undersøkelser knyttet til utbedring av kai med tilhørende mudring</i> |
| 3. | <i>Sammenstilling av blåskjelldata fra CEMP-undersøkelsene</i> |
| 4. | <i>Oppdatert forurensningsstatus for fjordområdet</i> |
| 5. | <i>Innhold av PAH i de frie vannmasser</i> |
| 6. | <i>Langsiktig overvåkingsprogram</i> |

1.2 Status for området i dag

Det er blitt gjennomført mange undersøkelser knyttet til forurensningssituasjonen i Sunndalsfjorden. En større tiltaksorientert undersøkelse ble gjennomført i perioden 1986-88 (Molvær 1990). Undersøkelsen omfattet blant annet miljøgifter i organismer, miljøgifter i sedimenter og bløtbunnsfauna (Knutzen 1989, Næs og Rygg 1988). Senere har det vært gjennomført flere oppfølgende undersøkelser av miljøgifter i sedimenter og skjell (Næs 1991, Konieczny og Knutzen 1992). De siste undersøkelsene av sedimenter og skjell ble gjennomført i tidsrommet 1995-2000 (Næs mfl. 1999, Næs mfl. 2001).

Undersøkelsene har vist at påvirkningen av PAH både på bunnen og i overflatelaget i Sunndalsfjorden har avtatt de senere årene. Som følge av rensiltak ved verket har utslippene av PAH, fluorid og partikler til sjø blitt vesentlig redusert siden 1988. Konsentrasjonen av PAH i bunnsedimentene er imidlertid fortsatt høye i indre fjord. PAH-belastningen synes allikevel å ha liten effekt på organismsamfunnene på bløtbunn. Den siste undersøkelsen av bunnfauna, som ble gjennomført i 1995, viste at artsrikhet og artsmangfold var høyt på alle prøvelokaliteter i indre fjord fra ca. 1 km fra verket og ut til Ørabukta (Næs mfl. 1999). På de innerste stasjonene var det dog reduksjoner i enkelte dyregrupper, særlig slangestjerner og sjøstjerner, noe som trolig kan relateres til PAH-påvirkning.

På grunn av PAH-forurensningen har helsemyndighetene frarådet konsum av skjell og fiskelever (**Figur 1**).



Forureining: [PAH](#)

Råd om kosthold: Myndighetene rår folk ifrå å konsumere lever frå fisk fanga i Sunndalsfjorden innafor ei linje mellom Haltvik og Øygardsneset. Dei rår òg folk ifrå å konsumere skjel plukka innafor ei linje mellom Fjøseid og Eide.

Areal: 100,1 km²

Sist vurdert: 2005.

Omsetnadsrestriksjonar frå juli 2002

Figur 1. Kostholdsrådet for Sunndalsfjorden.

1.3 Undersøkelseelementer

Med utgangspunkt i **Tabell 1** er en nærmere beskrivelse/prioritering av undersøkelseelementene gjort i avsnittene under:

1.3.1 Partikkeltilknytning og biotilgjengelighet av sedimentbundet PAH

PAH knyttet til kulltjærebek har trolig en sterkere partikkeltilknytning enn hva generiske risikoverktøy tilsier. Det er derfor viktig å undersøke dette nærmere for å kunne gjøre stedsspesifikke risikovurderinger. Dette arbeidet er gjennomført og rapportert av Ruus mfl. 2007. Resultatene viste at PAH tilknyttet sedimenter i nærheten av smelteverkene var sterkere (en median faktor på minst en størrelsesorden) adsorbent/absorbent til partiklene enn det som fri-energi-sammenheng skulle tilsi.

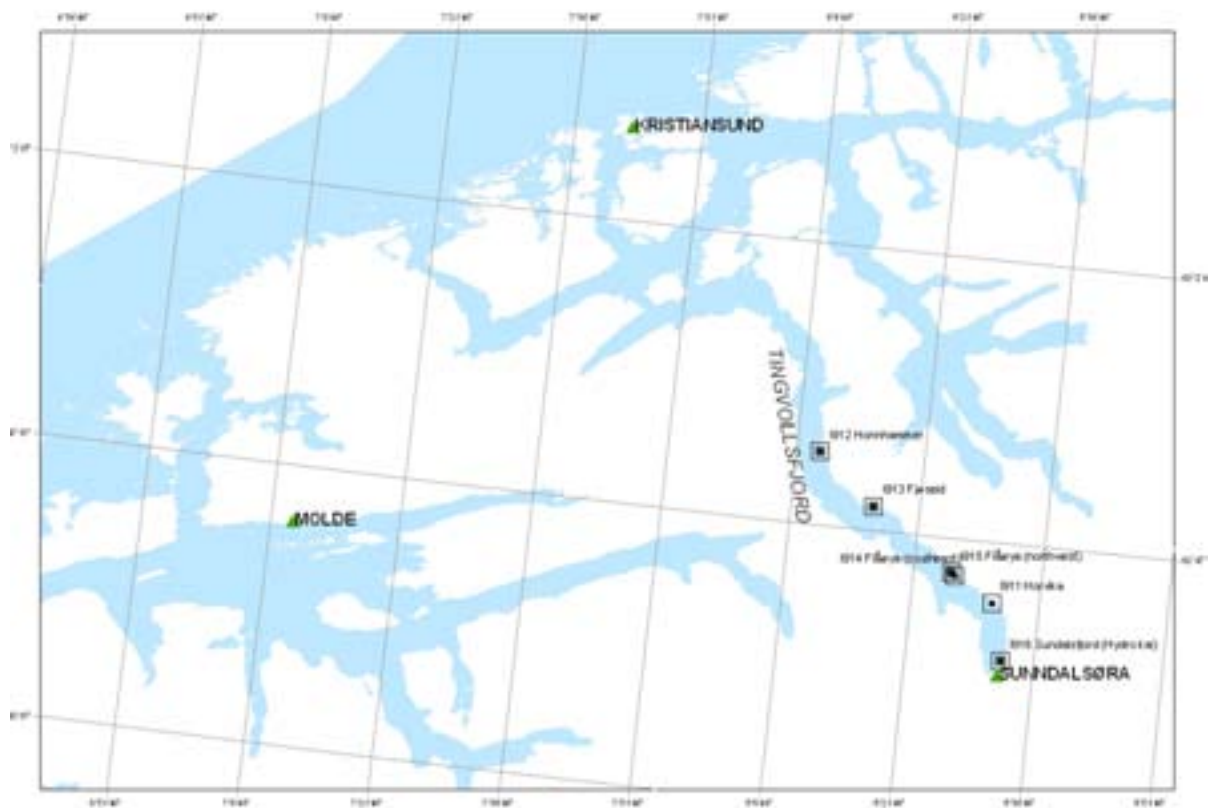
Dette impliserer at den biotilgjengelige fraksjonen er tilsvarende lavere, og man skal kunne forvente lavere bioakkumulerte konsentrasjoner i organismer. For ytterligere utredninger om kunnskapsstatus rundt PAH-forurensning av sjøbunn, vises det til Ruus mfl. (2009).

1.3.2 Undersøkelser knyttet til utbedring av kai med tilhørende mudring

Arbeidet avventer avklaringer hos Hydro Aluminium Sunndal om gjennomføring. Imidlertid vil en vurdering av spredning av miljøgifter fra kaiområdet bli adressert i en egen utredning.

1.3.3 Sammenstilling av blåskjelldata fra CEMP-undersøkelsene

Det nasjonale overvåkingsprogrammet CEMP har også stasjoner i området hvor PAH-innholdet i blåskjell er blitt målt (**Figur 2**). Dataene fra CEMP-programmet danner et viktig utgangspunkt for videre undersøkelser knyttet opp mot kostholdsproblematikken. En oversikt er oppsummert i **Tabell 2**.



Figur 2. Innsamlingssteder for blåskjell under CEMP-programmet.

Tabell 2. Oppsummering av resultater fra CEMP-undersøkelsene. Fargene angir miljøstatus: Blått: Ubetydelig forurenset, Grønt: Moderat forurenset, Gult: Markert forurenset, Orange: Sterkt forurenset. Romertall angir tilstandsklasse.

Sunnalsfjorden

Blåskjell

Høyeste klasse basert på median*
konsentrasjon av BaP eller
sum_PAH

*) av 3 replikate blandprøver

| Stasjon | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 |
|--------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| I916 Sunndalsfjord (Hydro kai) | | | | | | | | | | IV | II | | | |
| I911 Horvika | IV | III | | | | | | | | | | | | |
| I914 Flåøya (sydøst) | | | | | | | | | I | | | | | |
| I915 Flåøya (sydvest) | | | | | | | | | I | I | I | I | II | II |
| I913 Fjøseid | | | | | II | III | II | III | I | I | I | I | I | I |
| I912 Honnhammer | II | II | III | III | III | IV | II | III | I | I | I | I | I | II |

Tabell 2 viser en tydelig forbedring på stasjonene Fjøseid og Honnhammer de senere årene. Disse stasjonene ligger imidlertid i den ytre delen av Sunndalsfjorden. Det har vist seg vanskelig å finne blåskjell i de indre områdene, trolig på grunn av stor ferskvannstilførsel til fjorden. Variasjonene ved Flåøya og Honnhammer i 2007/2008 er trolig variasjoner som vil være naturlig å finne.

1.3.4 Oppdatert forurensningsstatus for fjordområdet

Blåskjell

Blåskjell ble samlet fra Honnhammer, Fjøseid og Flåøya. Innsamlingen ble koordinert med CEMP-prøvetakingen.

Passive prøvetakere

Hovedhensikten med blåskjellanalysene er å frembringe resultater for revurdering av kostholdsrådet. Siden det er vanskelig å finne skjell, ble passive prøvetakere satt ut i Sunndalsfjorden ved Honnhammer, Fjøseid, Flåøya, Horrvika og Fonnastein. De passive prøvetakerne samler den frie, løste fraksjonen av PAH. Det har vist seg at gode korrelasjoner mellom konsentrasjoner i passive prøvetakere og blåskjell kan etableres og vil derfor være et verdifullt bidrag i forbindelse med revurdering av kostholdsrådet.

Sedimenter

Sedimentene prøvetas for å gi en oppdatert beskrivelse av konsentrasjonene av PAH og andre forbindelser i overflatesedimentene i fjordområdet. Dette vil, sammen med informasjonen om steds spesifikke fordelingskoeffisienter (jfr. 1.3.1), også kunne anvendes til en oppdatert risikovurdering av fjorden med hensyn på PAH.

Miljømyndighetenes utarbeidelse av fylkesvise tiltaksplaner mot forurenset sjøbunn, inkluderte også Sunndalsfjorden. Det ble konkludert med at oppryddingstiltak i sedimentene i fjordområdet som sådan ikke skulle prioriteres. I den sammenheng ble det også gjort en modellering på grunnlag av den såkalte "Sedflex-modellen" hvor sedimentenes innvirkning på PAH-konsentrasjoner i blåskjell ble belyst. (Armitage and Saloranta 2005). Myndighetene har imidlertid bestemt at utviklingen i Sunndalsfjorden skal følges med såkalt "Overvåket, naturlig forbedring". Det impliserer at stasjoner må etableres og beskrives slik at data herfra kan gi et godt grunnlag for påvisning av forbedrede forhold over tid.

Bunnfauna og biologisk aktivitet i sedimentene

Fauna på bløtbunn undersøkes for å karakterisere miljøtilstanden og overvåke endringer over tid. Hvor mange og hvilke arter som er tilstede, indikerer hvordan tilstanden er. Bløtbunnsfaunaen ble undersøkt sist i 1995 (Næs mfl. 1999). Forholdene var generelt gode, bortsett fra de innerste områdene mot Sunndalsøra. Før det ble bunnfaunaen undersøkt i 1986 (Næs og Rygg 1988) som konkluderte med at det var moderat påvirkning innenfor den innerste kilometeren av fjorden. Dette ble til dels knyttet opp mot virkning av materiale fra land som transporteres ut med elvevannet. I 1978-79 ble det gjort en undersøkelse av bunnfauna i hele fjordsystemet uten spesiell relevans til forurensningssituasjonen (Holthe og Stokland 1980). Denne undersøkelsen viste at det var tydelige forandringer i bunnfaunaen helt innerst i fjorden, noe som ble antatt å ha bakgrunn i lokale miljøpåvirkninger. Det er flere felles prøvetakingslokaliteter mellom undersøkelsene som gir grunnlag for overvåking.

I tillegg til bunnfauna ble det også foretatt en karakterisering av biologisk aktivitet i bunnsedimentene ved bruk av sedimentprofilkamera (SPI). Dette er en forholdsvis nyutviklet teknikk hvor det blir tatt fotografier av vertikale snitt ned til ca. 20 cm under sedimentoverflaten. Bildene gir informasjon om oksideringstilstand, sedimentsjikt og aktivitet til bunnorganismer som kan tolkes med hensyn til miljøtilstanden. Teknikken brukes som et supplement til bunnfaunaprøvene, spesielt for å kartlegge gradienter i områder hvor det kan tenkes å være raske endringer omkring lokale påvirkninger.

Fisk og krabbe

Kostholdsrådet for Sunndalsfjorden gjelder også for lever av fisk, men da mer knyttet til innhold av klorerte forbindelser. Oppdateringen av forurensningssituasjonen i fjorden omfatter derfor innhold av dette i lever av torsk. PAH-metabolitter i galle undersøkes for å få informasjon om belastning på fisken, mens krabbe analysers for klorerte forbindelser og PAH i skallinnmat og for kvikksølv i klokjøtt.

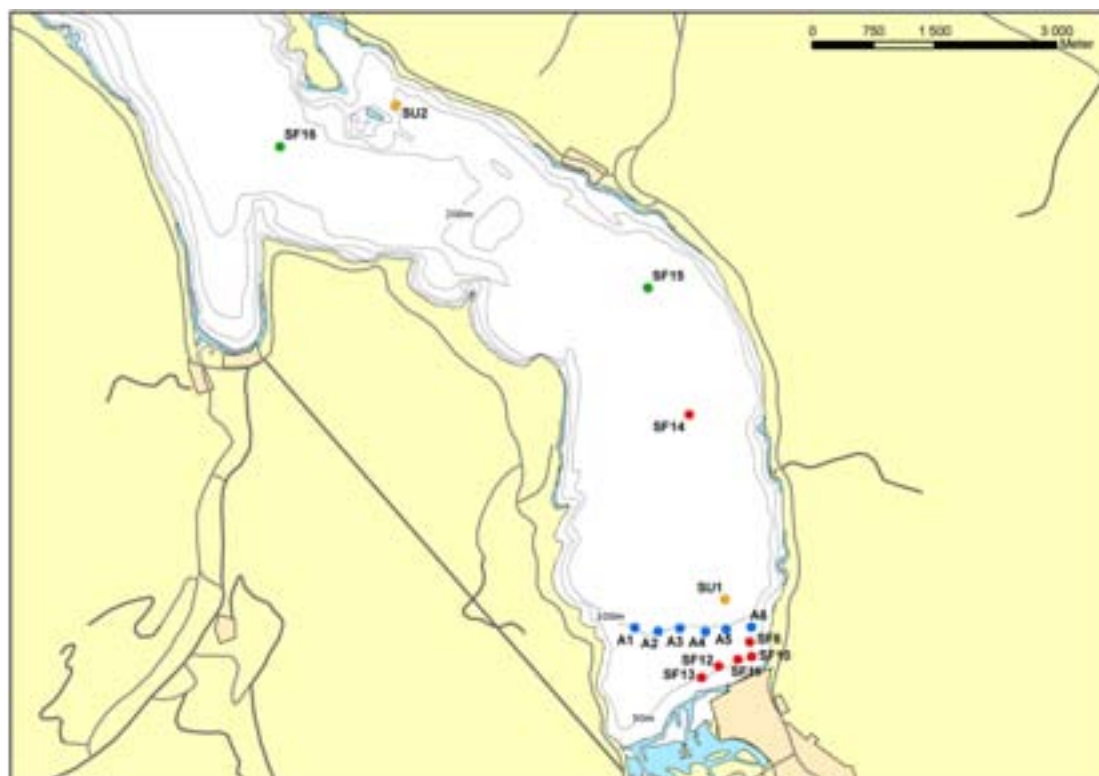
2. Materiale og metoder

2.1 Måleprogram og omfang

Måleprogrammet for undersøkelsene i Sunndalsfjorden inkluderte dermed sedimenter, sedimentprofil-fotografering, sammensetningen av dyrelivet på bløtbunn, miljøgifter i torsk og krabbe og bestemmelse av PAH løst i vannmassene. Det såkalte CEMP-programmet har faste stasjoner i fjordområdet og resultater fra disse stasjonene er også anvendt i undersøkelsene i Sunndalsfjorden.

2.2 Innsamling av prøver

Feltarbeidet ble gjennomført 29. og 30. oktober 2008 fra 'Aslegut'. Stasjonsplasseringen er vist i **Figur 3**. Mer detaljerte opplysninger om sedimentstasjonene er gitt i **Tabell 3**.



Figur 3. Stasjonsplassering i Sunndalsfjorden.

Fargekoder angir: Rød: Sedimentkjemi og SPI, Blå: Kun SPI, Gul: Bløtbunnsfauna og sedimentkjemi, Grønn: Kun sedimentkjemi.

Tabell 3. Stasjonsdetaljer fra feltarbeidet i Sunndalsfjorden 29.-30. oktober 2008.

| Stasjon | N | Ø | Dyp, m | Kjemi | Bløtbunn | SPI | Tidligere kjemi, (antall paralleller) | Antall prøver til analyse |
|---------|-----------|----------|-----------|--------------------------|--------------------------|-----|--|------------------------------------|
| SF6 | 62 41,196 | 8 33,155 | 56 | 1 prøve | 4 parallele prøver | X | =S6, 1986 (1) | 1 |
| SF10 | 62 41,135 | 8 33,163 | 43 | 1 prøve | | X | | 1 |
| SF11 | 62 41,110 | 8 32,879 | 48 | 1 prøve | | X | | 1 |
| SF12 | 62 41,059 | 8 32,728 | 43 | 1 prøve | | X | | 1 |
| SF13 | 62 41,024 | 8 32,551 | 43 | 1 prøve | | X | | 1 |
| SU1 | 62 41,509 | 8 32,805 | 111 | 5 parallele prøver | 4 parallele prøver | X | =SD1, 1995 (4 parall) | 5 |
| A6 | 62 41,347 | 8 33,248 | 85 | | | X | | |
| A5 | 62 41,318 | 8 32,780 | 93 | | | X | | |
| A4 | 62 41,322 | 8 32,509 | 93 | | | X | | |
| A3 | 62 41,332 | 8 32,144 | 98 | | | X | | |
| A2 | 62 41,317 | 8 31,836 | 100 | | | X | | |
| A1 | 62 41,882 | 8 31,533 | 100 | | | X | | |
| SF14 | 62 42,735 | 8 32,303 | 152 | 3 parallele prøver | | X | =S11, 1986 (3 parall) | 3 |
| SF15 | 62 43,589 | 8 31,613 | 155 | 3 parallele prøver | | | =S12, 1986 (3 parall) | 3 |
| SF16 | 62 44,504 | 8 26,299 | 237 | 1 prøve | | | =S13, 1986 (1 parall) | 1 |
| SU2 | 62 44,772 | 8 28,002 | 111 | 3 parallele prøver | 4 parallele prøver | X | =SD2, 1995 (4 parall) | 3 |

Det ble innsamlet prøver av bløtbunnsfauna på stasjonene SF6, SU1 og SU2 (**Tabell 3**). Stasjon SF6 ble undersøkt i 1986, mens SU1 og SU2 begge ble undersøkt i 1995. SF6 og SU1 er også nær ved stasjoner fra den første bunnfaunaundersøkelsen i 1978-79. På hver stasjon ble det tatt fire parallele grabbhugg med en 0,1 m² van Veen bunngrabb. Sediment fanget i hvert hugg ble siktet på 5 mm og 1 mm sifter for fjerning av finmateriale. Sikteresten ble konservert i 4-6 % nøytralisert formaldehydløsning og brakt til laboratoriet for videre analyse.

Sedimentprofilfotografering (SPI) ble i hovedsak foretatt på stasjonene for bunnfauna samt på to tversgående transekter innerst i fjorden (**Figur 3, Tabell 3**).

Passive prøvetakere, såkalte SPMDer ble utplassert på fem stasjoner (**Tabell 4**).

Tabell 4. Stasjonsdetaljer for undersøkelser med SPMD. Kun overflateprøver er analysert.

| Stasjon | N | Ø | Antall dyp | Utsetting | Innhenting |
|------------|-----------|------------|------------|----------------|------------|
| Honnhammer | 62 51,283 | 008 9,634 | 2 | 30/10 | 20/12-2008 |
| Fjøseid | 62 48,641 | 008 16,382 | 2 | 30/10 | 20/12-2008 |
| Flåøya | 62 45,358 | 008 26,419 | 2 | 30/10 | 21/12-2008 |
| Horrvika | 62 44,115 | | 2 | 30/10 | 21/12-2008 |
| | | 008 31,404 | | 2 m dyp: 15/11 | |
| Fonnastein | 62 41,765 | | 2 | 30/10 | 21/12-2008 |
| | | 008 33,029 | | 2 m dyp: 15/11 | |

Blåskjell ble samlet fra tre stasjoner, mens to stasjoner for torsk og krabbe inngikk i måleprogrammet (**Tabell 5** og **Tabell 6**). Til blåskjellanalysene ble 30 skjell fra hver stasjon slått sammen til en blandprøve fra stasjonen. For torsk og krabbe representerer prøven en blandprøve av 10 organismer (enkeltprøver for PAH-metabolitter i galle).

Tabell 5. Stasjonsdetaljer for blåskjellstasjonene (CEMP-programmet).

| Stasjon | N | Ø | Innsamling |
|------------|----------|------------|------------|
| Honnhammer | 62 51,20 | 008 9,70 | 3/12-2008 |
| Fjøseid | 62 48,59 | 008 16,48 | 23/11-2009 |
| Flåøya | 62 45,48 | 008 26,391 | 3/12-2008 |

Tabell 6. Stasjonsdetaljer for innsamlingen av torsk og krabbe.

| Stasjon | N | Ø | Innsamling |
|------------|----------|-----------|------------|
| Jordalsnes | 62 46,30 | 008 19,81 | Mai 2009 |
| Flå | 62 44,87 | 008 27,78 | Mai 2009 |

2.3 Analysemetoder

NIVAs laboratorium gjennomførte analysene av PAH, PCB, innhold av finstoff (dvs. vektprosent partikler med kornstørrelse <63µm), organisk karbon (TOC), totalt nitrogen (TN), og metaller i sedimenter. Bestemmelse av prosentandel <63 µm er gjort ved våtsikting. Analyser av TOC/TN er gjort med en CHN-analysator etter at karbonater er fjernet i syredamp. Metallene er bestemt ved at prøven oppsluttes ved autoklaving med salpetersyre og analyseres med hjelp av atomabsorpsjon og grafittovn, bortsett fra kvikksølv som bestemmes med gullfelle og kalddamp atomabsorpsjon.

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

PCB (og andre klororganiske forbindelser som rutinemessig kvantifiseres samtidig) bestemmes ved at prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med en blanding av sykloheksan/acetone ved hjelp av

ultralydkanon. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangingsdetektor, GC/ECD. De klororganiske forbindelsene identifiseres ut fra retensjonstider på en HP-5 kolonne. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard. Måleusikkerheten er generelt 10-20 %, dog kan den være høyere for enkelte forbindelser.

NIVAs laboratorium analyserte også PAH i skjell, snegl og reker, samt PCB i skjell. Metodene er tilsvarende den for sedimenter, bortsett fra at for PCB forsåpes prøvene i metanol og kaliumhydroksid og ekstraheres med pentan.

Analyser av polyklorerte dibenzofuraner/-dioksiner (PCDF/-D) inklusive non-orto og mono-orto PCB ble gjennomført av Umeå Universitet, Kemiska institusjonen, Miljökemiska Laboratoriet ved Per Liljelind og Sture Bergek. De anvendte opparbeidingsmetodene er validerte gjennom flere internasjonale interkalibreringer og GC-MS-analysene er utført etter svensk standard SS-EN 1948:1-3. Analysene oppfylder kvalitetskravene for analyse av dioksiner og dioksinlignende PCB, i EU-direktiv 2002/69/EC. Nærmere beskrivelse av metodene er gitt i Vedlegg 5.7.

Alle prøvene av bunnfauna ble opparbeidet ved NIVAs laboratorier. Siktematerialet i prøvene ble håndsortert under 4-6 x forstørrelse og alle dyr plukket ut. Alle dyr ble identifisert og telt, og materialet ble overført til etanol for oppbevaring.

2.4 Bedømming av miljøtilstand

2.4.1 Klifs klassifiseringssystem for vann, sedimenter og biota

Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) har utviklet kriterier for klassifisering av miljøkvalitet basert på innhold av forurensede forbindelser (i sedimenter, skjell og snegl) eller på grunnlag av artsmangfold for bløtbunnsfauna (Molvær mfl. 1997). I 2007 gjorde Klif en revidering av klassifiseringen av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter (SFT 2007). Disse to dokumentene er anvendt i klassifiseringen av miljøtilstand. Systemet opererer med fem tilstandsklasser som spenner fra *bakgrunn* til *svært dårlig* for innhold av forurensende stoffer i vann og sedimenter eller tilsvarende *ubetydelig* til *meget sterkt forurenset* for forurensede stoffer i organismer. Tilstandsklassene er fargesatt som vist i **Tabell 7**.

Tabell 7. Klifs klassifisering av miljøtilstand.

| | Tilstandsklasser | | | | |
|--------------|---|---|--|---|--|
| | I Ubetydelig – Lite forurenset Bagrunn | II Moderat forurenset God miljøtilstand | III Markert forurenset Moderat miljøtilstand | IV Sterkt forurenset Dårlig miljøtilstand | V Meget sterkt forurenset Svært dårlig miljøtilstand |
| Fargesetting | | | | | |

2.4.2 Klassifisering av bløtbunnsfauna

I forbindelse med innføring av vanddirektivet er det under utvikling et system for klassifisering av miljøtilstand i alle vannresipienter. Et foreløpig (førstegenerasjons-) klassifiseringssystem for bløtbunnsfauna er nylig publisert. Systemet omfatter flere indekser for artsmangfold og toleranse for påvirkninger som beregnes på grunnlag av faunaens sammensetning. Systemet spenner over fem

økologiske tilstandsklasser fra *svært god* til *svært dårlig* tilstand (**Tabell 8**). Systemet erstatter Klifs klassifiseringssystem for bløtbunnsfauna (Molvær mfl. 1997), men det bygger delvis på og har stor likhet med dette.

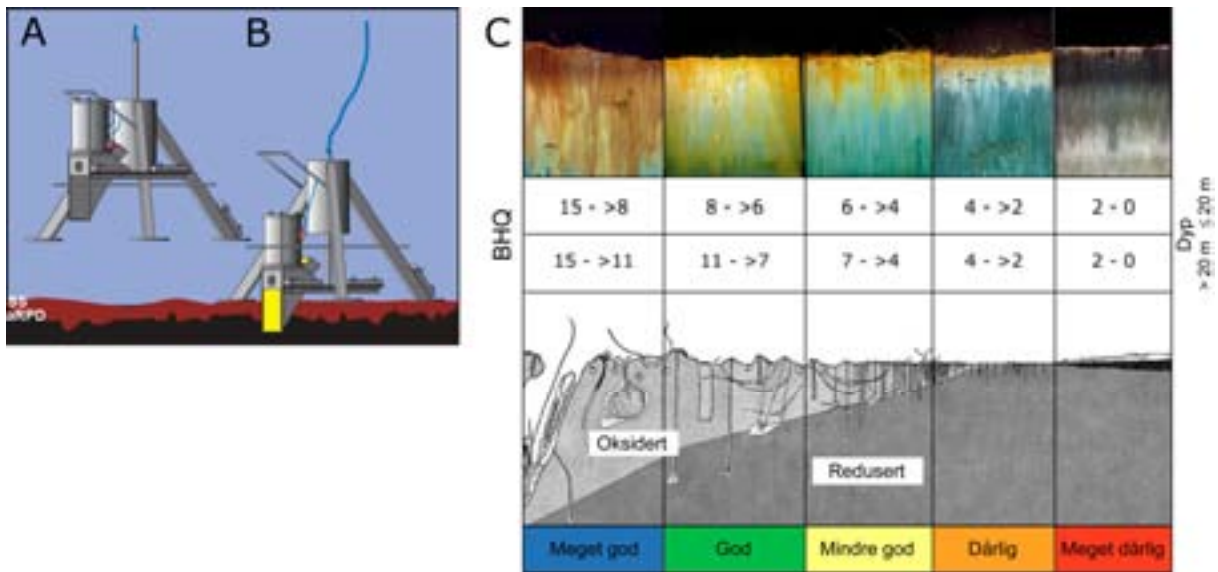
Indeksene som inngår i systemet er Hurlberts indeks $E(S_{100})$ og Shannon-Wieners indeks (H') som begge er mål for artsrikhet, ISI som uttrykker en relasjon mellom forurensningsømfintlige og tolerante arter, og NQI 1 som er et kombinert mål for artsrikhet og ømfintlighet. Det skal legges vekt på den sammensatte indeksen NQI 1 ved vurdering av økologisk tilstand.

Tabell 8. Referansetilstand og klassegrenser for indekser for bløtbunnsfauna i vanndirektivet (Veileder 01:2009).

| | Referanse- verdi | Økologiske tilstandsklasser | | | | |
|------------------------------------|---------------------|--------------------------------|-----------|-----------|-----------|--------------|
| | | Svært god | God | Moderat | Dårlig | Svært dårlig |
| Hurlberts indeks ($E_{sn=100}$) | 32 | >25 | 17-25 | 10-17 | 5-10 | <5 |
| Shannon-Wiener indeks (H' log2) | 4,4 | >3,8 | 3,0-3,8 | 1,9-3,0 | 0,9-1,9 | <0,9 |
| ISI | 9,0 | >8,4 | 7,5-8,4 | 6,1-7,5 | 4,2-6,1 | <4,2 |
| NQI 1 | 0,78 | >0,72 | 0,63-0,72 | 0,49-0,63 | 0,31-0,49 | <0,31 |

2.4.3 Klassifisering av sedimentprofilbilder

Sedimentprofilfotografering (SPI) er en rask metode for visuell kartlegging og klassifisering av sediment og bløtbunnsfauna. Teknikken kan sammenlignes med et omvendt periskop som ser horisontalt inn i de øverste dm av sedimentet. Bildet som blir 17,3 cm bredt og 26 cm høyt, tas nede i sedimentet uten å forstyrre strukturer i sedimentet. Et digitalt kamera med blits er montert i et vanntett hus på en rigg med tre ben (**Figur 4**). Denne senkes ned til sedimentoverflaten slik at en vertikal glassplate presses ca. 20 cm ned i sedimentet. Bildet tas gjennom glassplaten via et skråstilt speil hvilket til sammen utgjør prismet. Resultatet er digitale fotografier med detaljer både av strukturer og farger i overflatesedimentet.



Figur 4. Prinsippskisse for SPI-kamera og bildeanalyse. (A) Kamera og rigg over bunnen (SS = sedimentoverflate og aRPD = grense mellom det bioturberte oksiderte og reduserte sedimentlaget [apparent redox potential discontinuity]). (B) Kamera med prismet som har trengt ned i sedimentet og bildet eksponeres. (C) Figuren over viser en modell av endringer i faunatype fra upåvirkede bunnsedimenter med en rik, dyptgravende fauna (*meget god* tilstand) til en grunnlevende, fattig fauna i påvirkede områder (*meget dårlig* tilstand). Sedimentprofilbildet er vist i toppen av figuren, der brunt farget sediment indikerer oksidert, bioturbert sediment mens sortfarget sediment indikerer reduserte forhold. BHQ-miljøkvalitetsindeks for vanddyb ≤ 20 meter og > 20 m er i henhold til EUs vanddirektiv for marine sedimenter (Pearson og Rosenberg 1978, Nilsson og Rosenberg 1997, Rosenberg mfl. 2004, Nilsson & Rosenberg 2006).

Fra bildene kan en beregne en miljøindeks (Benthic Habitat Quality index; BHQ-indeks) ut fra strukturer i sedimentoverflaten (rør av børstemark, fødegrop og ekskrementhaug) og strukturer under sedimentoverflaten (bløtbunnsfauna, faunagang og oksiderte tomrom i sedimentet) samt redox-forhold i sedimentet. Indeksen varierer på en skala fra 0 til 15. Denne indeksen kan siden sammenlignes med Pearson og Rosenbergs klassiske modell for faunaens suksessjon. Fra denne modellen klassifiseres bunnmiljøet i henhold til retningslinjer i EUs vanddirektiv (Rosenberg mfl. 2004)

3. Resultater

3.1 PAH i vannmasser

Konsentrasjoner av PAH i vannmassene ble belyst ved akkumulering i blåskjell (3 lokaliteter) og passive prøvetakere (5 lokaliteter), se **Figur 5**.



Figur 5. Lokaliteter for innsamling av blåskjell og utsetting av SPMDer.

3.1.1 Blåskjell

Konsentrasjonene av PAH₁₆ tilsvarte Klifs tilstandsklasse I-Bakgrunn, mens innholdet av BaP var svakt forhøyet i skjellene fra Flå og Honnhammer og tilsvarende Klifs tilstandsklasse II-God, (**Tabell 9**). På alle tre stasjoner var BaP-konstrasjonen godt under Mattilsynet/EUs grenseverdi for muslinger på 10 µg/kg friskvekt.

Tabell 9. PAH₁₆ og BaP i blåskjell fra Sunndalsfjorden. Klifs tilstandsklasser i parentes. Dataene er hentet fra CEMP-programmet.

| Lokalitet | PAH ₁₆ µg/kg f.v | BaP µg/kg f.v |
|-----------------------------|--------------------------------|------------------|
| Flå | <23 (I) | 1,8 (II) |
| Fjøsøid | <12 (I) | 0,7 (I) |
| Honnhammer | <22 (I) | 1,2 (II) |
| Mattilsynet/EUs grenseverdi | - | 10 |

3.1.2 Passive prøvetakere (SPMD)

Metode for beregning av konsentrasjon av løst PAH i vannmassene er gitt i Vedlegg 5.1.

De fleste PAHene hadde detekterbare konsentrasjoner i SPMDene fra Fonnastein og Horrвика, mens konsentrasjonene av benzo[a]pyrene, perylene og dibenzo[a,h]anthracene var under deteksjonsgrensen på de tre andre lokalitetene (Level of detection, LOD ~ 20-30 pg L⁻¹). Relativt standardavvik for replikate prøver fra hver stasjon var generelt godt under 10 % unntatt to verdier på 11 % og en på 35 %.

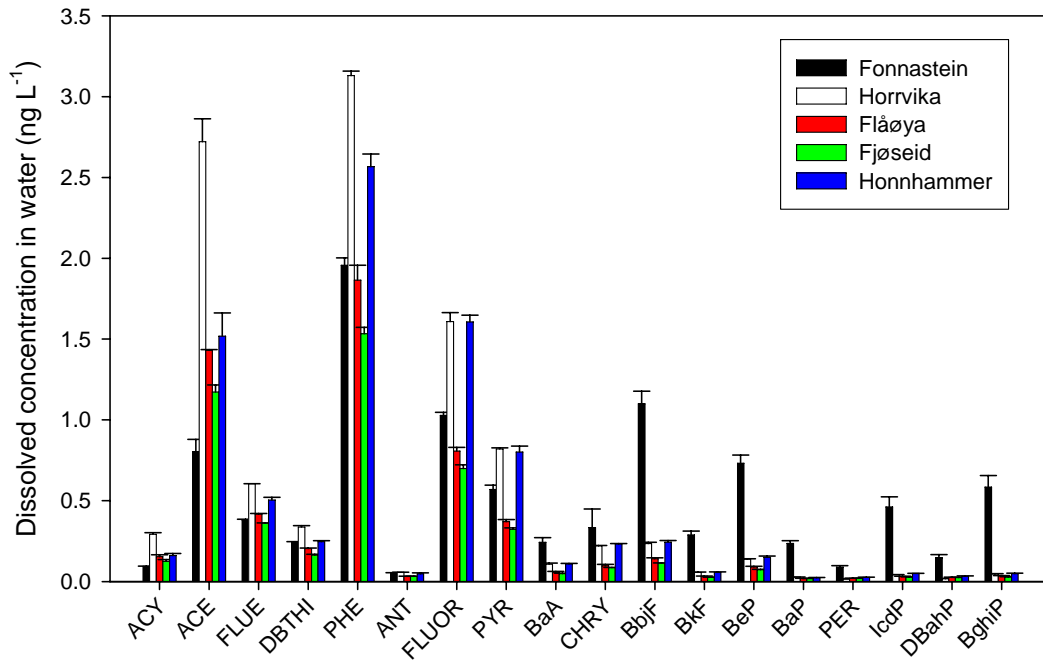
Tabell 10. Beregnede løste PAH-konsentrasjoner i vannmassene i Sunndalsfjorden.

| Forbindelse | Log K _{ow} | Konsentrasjon (ng/L) | | | | |
|-------------|------------------------|----------------------|----------|--------|---------|------------|
| | | Fonnastein | Horrвика | Flåøya | Fjøseid | Honnhammer |
| ACY | 4.07 | <0.1 | 0.29 | 0.15 | 0.12 | 0.16 |
| ACE | 3.92 | 0.80 | 2.72 | 1.43 | 1.17 | 1.52 |
| FLUE | 4.18 | 0.38 | 0.61 | 0.42 | 0.36 | 0.50 |
| DBTHI | 4.40 | 0.24 | 0.34 | 0.20 | 0.16 | 0.25 |
| PHE | 4.57 | 1.96 | 3.13 | 1.86 | 1.53 | 2.57 |
| ANT | 4.54 | <0.06 | 0.056 | <0.04 | <0.04 | 0.048 |
| FLU | 5.22 | 1.03 | 1.61 | 0.81 | 0.70 | 1.61 |
| PYR | 5.18 | 0.57 | 0.821 | 0.37 | 0.32 | 0.80 |
| BaA | 5.91 | 0.24 | 0.11 | 0.058 | 0.049 | 0.11 |
| CHRY | 5.86 | 0.33 | 0.22 | 0.098 | 0.087 | 0.23 |
| BbjF | 5.80 | 1.1 | 0.23 | 0.14 | 0.11 | 0.24 |
| BkF | 6.00 | 0.29 | 0.057 | 0.033 | 0.027 | 0.057 |
| BeP | 6.04 | 0.73 | 0.14 | 0.090 | 0.073 | 0.15 |
| BaP | 6.04 | 0.24 | 0.028 | <0.02 | <0.02 | <0.03 |
| PER | 6.25 | 0.090 | 0.016 | <0.02 | <0.02 | <0.03 |
| ICDP | 6.50 | 0.46 | 0.043 | 0.032 | 0.027 | 0.050 |
| DBahA | 6.75 | 0.15 | <0.02 | <0.03 | <0.03 | <0.04 |
| BghiP | 6.50 | 0.58 | 0.048 | 0.036 | 0.029 | 0.049 |
| Σ PAHs | | 9.2 | 10.5 | 5.8 | 4.8 | 8.4 |

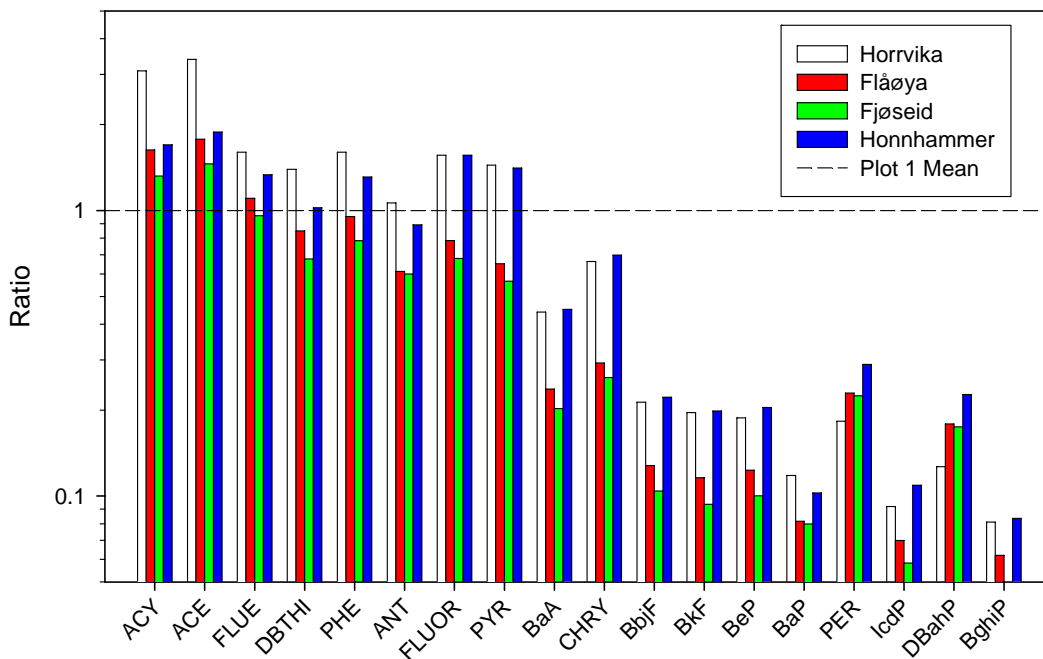
Merk: Verdier i rødt er under LOD

Merk: Ved beregning av sum PAH når enkeltverdier var under deteksjonsnivå, er en verdi på ½ LOD anvendt

Høyest konsentrasjon av de lettere PAHene opp til pyren ble generelt observert på stasjonen ved Horrвика og med relativt like verdier på de andre stasjonene. For de tyngre PAHene fra benzo[a]anthracen til benzo[ghi]perylene var verdiene tydelig høyest ved Fonnastein (**Figur 6** og **Figur 7**).



Figur 6. PAH-konsentrasjoner (ng L⁻¹) målt med SPMD i overflatevann (2 m) på fem stasjoner i Sundalsfjorden.



Figur 7. PAH-konsentrasjoner målt ved Horrsvika, Flåøya, Fjøseid og Honnhammer relativt til konsentrasjonene målt ved Fonnastein (lokaliteten nærmest Sundalsøra).

I utgangspunktet hadde det vært interessant å sammenligne disse verdiene med Environmental Quality Standards (EQS) i EUs Vanndirektiv (**Tabell 11**). Det er imidlertid ikke helt enkelt idet de passive prøvetakerne kun måler den fritt løste fraksjonen mens verdiene i Vanndirektivet refererer seg til totalkonsentrasjon i vannmassene ("whole water"). Imidlertid, på grunnlag av enkle empiriske sammenhenger mellom $\log K_{OC}$ - $\log K_{OW}$ (Karickhoff, 1981) kan "screening-verdier" av "total"-PAH ("whole water") estimeres hvis TOC/DOC-innholdet i vannmassene er kjent. Det forutsetter likevekt mellom PAH i løst fase og PAH bundet til suspendert og løst organisk karbon. En konsentrasjon i vannmassene av total organisk karbon på 1-3 mg/L er anvendt (**Tabell 12**).

Tabell 11. Konsentrasjoner av løst PAH i vannmassene i Sunndalsfjorden (beregnet fra SPMDer) sammenlignet med "Annual average" EQS i Vanndirektivet (VD) for PAH i vannmasser. Spennet angir variasjonen over alle stasjonene.

| Forbindelser | Spenn av tidsveide gjennomsnittlige løste konsentrasjoner (ng L ⁻¹) | VD AA-EQS (ng L ⁻¹) |
|---------------------------|--|------------------------------------|
| ANT | A | 100 |
| FLUO | 0.7-1.7 | 100 |
| Σ B[b]F & B[k]F | 0.14-1.5 ^a | 30 |
| B[a]P | <0.02-0.25 | 50 |
| Σ In[1,2,3-cd]P & B[ghi]P | 0.05-0.15 | 2 |

^aInkluderer også B[j]F

Merk: Tabellen sammenligner fritt løst PAH med "whole water" EQS satt av EU Vanndirektiv
A: Mesteparten av data under eller nær LODs (lavt pg L⁻¹-nivå)

Tabell 12. Modellberegnete konsentrasjoner av "total"-PAH i vannmassene i Sunndalsfjorden (beregnet fra SPMDer) sammenlignet med "Annual average" EQS i Vanndirektivet (VD) for PAH i vannmasser. Spennet angir variasjonen over alle stasjonene.

| Forbindelser | Spenn for estimerte "whole water"-konsentrasjoner (ng/L) | VD AA-EQS (ng/L) |
|---------------------------|--|---------------------|
| ANT | Se tabellen over | 100 |
| FLUO | 0.7-2.0 | 100 |
| Σ B[b]F & B[k]F | 0.2-2.7 ^a | 30 |
| B[a]P | <0.03-0.6 | 50 |
| Σ In[1,2,3-cd]P & B[ghi]P | 0.1-5.3 | 2 |

^aInkluderer også B[j]F

Merk: Tabellen sammenligner fritt løst PAH med "whole water" EQS satt av EU Vanndirektiv.
Estimatene er basert på beregninger fra SPMD-data og empiriske sammenhenger mellom $\log K_{OC}$ - $\log K_{OW}$: $\log K_{OC} = 0.989 \log K_{OW} - 0.346$ (se Karickhoff, 1981)

Tabell 12 sannsynliggjør at PAH-konsentrasjonen i vannmassene på alle stasjonene er under EUs grenseverdi bortsett fra for summen av indenopyren og benzoperylen.

Forholdstall mellom enkelt-PAHer kan gi informasjon om kilde (Vrana et al. 2001). PAH med en pyrolytisk opprinnelse er karakterisert av relativt lave fenantren/antrasen-forhold (<10). Dette stemmer med det som observeres i sedimentene (**Tabell 13**), men er forskjellig fra det som observeres både i de

passive prøvetakerne og i blåskjellene. Mest sannsynlig skyldes det fotooksidasjon av antrasen i vannmassene.

En fluoranten/pyren-ratio >1 indikerer pyrogen kilde, men et forholdstall <1 er mer representativt for en petrogen PAH-forurensning. I Sunndalsfjorden er forholdstallet >1 både i vannmassene og i sedimentene. Videre, krysen/benzo(a)antrasen-forhold <1 er forventet hvis PAH-kilden er pyrogen. Verdiene i Sunndalsfjorden er generelt <2 og godt under forventet verdi hvor kilden er petrogen (~ 10). Litteraturverdier for en pyrogen kilde tilsier et fluoranten/(fluoranten+pyren)-forhold på 0,53. I Sunndalsfjorden stemmer dette godt for sedimentene. Svakt høyere forholdstall ble observert i SPMDene og i blåskjellene.

Oppsummert tilsier PAH-forholdstallene en pyrogen kilde for PAH på alle stasjonene. Det er også generelt en meget god overensstemmelse mellom forholdstallene i de passive prøvetakerne og i blåskjellene. Det viser at de fritt løste konsentrasjonene, som måles med SPMDene, representerer den biotilgjengelige fraksjonen. Man kan da bruke denne målemetoden for å gi et estimat for hva PAH-konsentrasjonen i blåskjell ville vært. Siden mange fjordområder med PAH-påvirkning også er påvirket av ferskvannstilførsler slik at blåskjell ikke finnes, åpner dette for muligheten til å estimere PAH-konsentrasjonen i en forvaltningsmatriks der denne er vanskelig å få tak i.

Tabell 13. PAH-forholdstall for SPMDer og sedimenter.

| | Fonnastein | Horrvika | Flåøya | Fjøseid | Honnhammer | Sediment (spenn) |
|-----------------|------------|----------|----------|----------|------------|---------------------|
| PHE/ANT | > 36 | 54 | > 56 | > 47 | 53 | 5,21-7,94 |
| FLUO/PYR | 1,81 | 1,96 | 2,18 | 2,17 | 2,00 | 1,04-1,32 |
| KRY/BaA | 1,37 | 2,06 | 1,69 | 1,76 | 2,13 | 1,02-1,60 |
| BbF/BkF | 3,82 | 4,15 | 4,21 | 4,25 | 4,26 | 2,73-3,30 |
| BaP/BeP | 0,32 | 0,20 | $< 0,21$ | $< 0,26$ | $< 0,16$ | 0,65-1,26 |
| FLUO/(FLUO+PYR) | 0,64 | 0,66 | 0,69 | 0,68 | 0,67 | 0,52-0,57 |

Tabell 14. PAH-forholdstall for blåskjell.

| | Flåøya | Fjøseid | Honnhammer |
|-----------------|---------|---------|------------|
| PHE/ANT | $> 8,2$ | $> 6,9$ | $> 12,2$ |
| FLUO/PYR | 1,34 | 1,83 | 1,63 |
| CHRY/BaA | 1,53 | 2,07 | 2,53 |
| BbF/BkF | 3,45 | 3,50 | 3,59 |
| BaP/BeP | 0,60 | 0,68 | 0,44 |
| FLUO/(FLUO+PYR) | 0,57 | 0,68 | 0,62 |

3.2 Organismer

Undersøkelser av miljøgifter i organismer ble gjort på torsk og krabbe samlet ved Jordalsnes og Flåøya (**Figur 8**).



Figur 8. Lokalteter for innsamling av torsk og krabbe.

3.2.1 Metaller og PAH i krabbe

Konsentrasjonen av tungmetaller i skallinnmat fra taskekrabbe er vist i **Tabell 15**. Det er sparsomt med data generelt om dette. En sammenstilling ble imidlertid gjort av Barland mfl. (1996) over forventet variasjonsbredde (min.-maks.). Resultatene viser at konsentrasjonene av metaller i skallinnmat av krabbe fra Sunndalsfjorden var godt under disse verdiene (**Tabell 15**).

Tabell 15. Metaller i krabbeinnmat.

| Krabbeinnmat | TS % | Ag µg/g | As µg/g | Cd µg/g | Co µg/g | Cr µg/g | Cu µg/g | Ni µg/g | Pb µg/g | Zn µg/g |
|----------------------------------|---------|------------|------------|--------------|------------|------------|------------|-------------|---------------|------------|
| <i>Tørrvektbasis:</i> | | | | | | | | | | |
| Flå | 41 | 0,744 | 12,3 | 5,15 | 0,0859 | <0,3 | 15 | 0,032 | 0,0409 | 31,9 |
| Jordalsnes | 37 | 0,62 | 11,9 | 2,28 | 0,0908 | <0,3 | 16,2 | 0,06 | 0,0349 | 38,9 |
| <i>Friskvektbasis:</i> | | | | | | | | | | |
| Flå | | 0,31 | 5,04 | 2,11 | 0,04 | <0,1 | 6,15 | 0,01 | 0,02 | 13,08 |
| Jordalsnes | | 0,23 | 4,40 | 0,84 | 0,03 | <0,1 | 5,99 | 0,02 | 0,01 | 14,39 |
| Barland mfl. 1996 (friskvekt) | | - | 14- 102 | 0,34- 5,0 | - | 0,3-0,5 | 8-32 | 0,2- 0,9 | 0,03- 0,28 | 27-63 |

Det er også begrenset og varierende informasjon om konsentrasjoner av PAH i skallinnmat av taskekrabbe. Klif har heller ikke utarbeidet tilstandsklasser. Knutzen mfl. (1999) gjorde imidlertid en

gjennomgang av dette og konkluderer at ved konsentrasjoner av sum PAH over 10-20 µg/kg friskvekt er en indikasjon på en påvirkning. Resultatene fra krabber fra Sunndalsfjorden tyder på at verdiene ligger i et normalområde (**Tabell 16**).

Tabell 16. Benzo(a)pyren og PAH₁₆ i krabbeinmat.

| Stasjon | TS % | BaP µg/kg f.v. | PAH ₁₆ µg/kg f.v. |
|------------|---------|-------------------|---------------------------------|
| Flå | 41 | 0,744 | 12,3 |
| Jordalsnes | 37 | 0,62 | 11,9 |

For kvikksølv i klokjøtt fra krabbe har EU satt en grenseverdi på 0,5 µg/g friskvekt. Verdiene i krabbene fra Sunndalsfjorden var godt under denne grenseverdien (**Tabell 17**). Det er ikke utviklet norske grenseverdier for kvikksølv i klokjøtt fra krabbe.

Tabell 17. Kvikksølv i klokjøtt fra krabbe.

| Stasjon | TS % | Hg µg/g t.v. | Hg µg/g f.v. |
|----------------|---------|-----------------|-----------------|
| Flå | 22,6 | 0,03 | 0,007 |
| Jordalsnes | 21,7 | 0,05 | 0,01 |
| EU grenseverdi | | - | 0,5 |

3.2.2 PAH-metabolitter i galle av torsk

Fisk blir eksponert for PAH i hovedsak gjennom inntak av PAH-forurenset føde, i stor grad sedimentlevende organismer. Imidlertid har fisk et enzymesystem som bryter ned PAH slik at disse forbindelsene er vanskelig målbare i filet. I nedbrytningen av PAH gjøres PAH-forbindelsene mer løselige for så å kunne skilles ut gjennom gallen. Forekomst av PAH-metabolitter i galle gir dermed informasjon om fisken har vært eksponert for disse forbindelsene. Konsentrasjoner av PAH-metabolitter i galle av torsk fra Sunndalsfjorden sammenlignet med fisk fra andre lokaliteter er vist i **Tabell 18** og **Tabell 19**. Verdiene var lave.

Tabell 18. Metabolitter av benzo(a)pyren og naftalen i galle av torsk ($\mu\text{g}/\text{kg}$ f.v.).

| Stasjon | | 3-OH-BAP | 2-OH-NAP |
|----------------------------|--|-----------------------------|--|
| Jordalsnes | Antall prøver analysert Gjennomsnitt | 8 Ikke identifisert (<2) | 8 Ikke identifisert (<500) |
| Flå | Antall prøver analysert Gjennomsnitt | 8 Ikke identifisert (<2) | 8 Ikke identifisert (<500) |
| Karmsundet, 3 stasjoner | Antall prøver analysert Gjennomsnitt | 8-25 3,4-8,2 | 8-25 Ikke identifisert (<500) |
| Sauda 2007 | Gjennomsnitt indre fjordbasseng | 0,36 | Ikke identifisert (<500) |
| CEMP 2008 | Gjennomsnitt indre Sørfjorden Gjennomsnitt Brandasund | 2 <2 | Ikke identifisert (<500) Ikke identifisert (<500) |

Tabell 19. Metabolitter av fenantren og pyren i galle av torsk ($\mu\text{g}/\text{kg}$ f.v.).

| Stasjon | | 1-OH -PA | 1-OH -PYR |
|----------------------------|--|----------------|------------------|
| Jordalsnes | Antall prøver analysert Gjennomsnitt | 8 6 | 8 3 |
| Flå | Antall prøver analysert Gjennomsnitt | 8 6 | 8 6 |
| Karmsundet, 3 stasjoner | Antall prøver analysert Gjennomsnitt | 8-25 39-215 | 8-25 461-3994 |
| Sauda 2007 | Gjennomsnitt indre fjordbasseng | 2,6 | 8 |
| CEMP 2008 | Gjennomsnitt indre Sørfjorden Gjennomsnitt Brandasund | 19 13 | 117 42 |

3.2.3 Klorerte forbindelser i torsk og krabbe

Torskelever og skallinnmat fra krabbe ble analysert for innhold av dioksiner og PCBer med dioksinlignende virkning. Resultatene er oppsummert i **Tabell 20**, **Tabell 21** og **Tabell 22**. Konsentrasjonene var lave og svarende til Klifs tilstandsklasse *I-uforurenset*.

Tabell 20. Innhold av dioksiner i torsk og krabbe (PCDD/F etter WHO-TEQ₂₀₀₅).

| pg TEQ/g | Flå | Jordalsnes | Flå | Jordalsnes |
|-----------|--------------|--------------|-------------|-------------|
| | Krabbeinnmat | Krabbeinnmat | Torskelever | Torskelever |
| Friskvekt | 1,2 | 1,8 | 0,94 | 0,74 |

Øvre grense KLIF tilstandsklasse I (Ubetydelig forurenset):

Krabbe (hepatopancreas): 10 pg/g friskvekt

Torskelever: 15 pg/g friskvekt

| pg TEQ/g | Flå | Jordalsnes | Flå | Jordalsnes |
|----------|--------------|--------------|-------------|-------------|
| | Krabbeinnmat | Krabbeinnmat | Torskelever | Torskelever |
| Fettvekt | 5,2 | 8,6 | 3,7 | 4,4 |

Tabell 21. Innhold av non-orto og mono-orto PCB i torsk og krabbe (PCB etter WHO-TEQ₂₀₀₅).

| pg TEQ/g | Flå | Jordalsnes | Flå | Jordalsnes |
|-----------|--------------|--------------|-------------|-------------|
| | Krabbeinnmat | Krabbeinnmat | Torskelever | Torskelever |
| Friskvekt | 2,2 | 2,5 | 8,9 | 7,1 |
| Fettvekt | 9,9 | 12 | 35 | 43 |

Tabell 22. Oppsummering av totalt innhold (dioksiner og PCB) av toksisitetsekvivalenter i torsk og krabbe (WHO-TEQ₂₀₀₅). Klifs tilstandsklasser i parentes.

| pg TEQ/g | Flå | Jordalsnes | Flå | Jordalsnes |
|-----------|--------------|--------------|-------------|-------------|
| | Krabbeinnmat | Krabbeinnmat | Torskelever | Torskelever |
| Friskvekt | 3,4** (I) | 4,3** (I) | 9,8* (I) | 7,9* (I) |
| Fettvekt | 15 | 21 | 39 | 47 |

*EUs grenseverdi for dioksiner og dioksinlignende PCB i muskelkjøtt av fisk er 8,0 pg/g friskvekt

**EUs grenseverdier gjelder ikke for krabbeinnmat

Verdiene i lever av torsk lå rundt EUs grenseverdi for muskelkjøtt. Merk i den sammenheng at leververdiene normalt vil være høyere enn muskelverdiene på grunn av høyere fettinnhold i leveren. Det tilsier at konsentrasjonen av toksisitetsekvivalenter i muskelkjøtt av torsk fra Sunndalsfjorden vil ligge godt under EUs grenseverdi.

3.3 Sedimenter

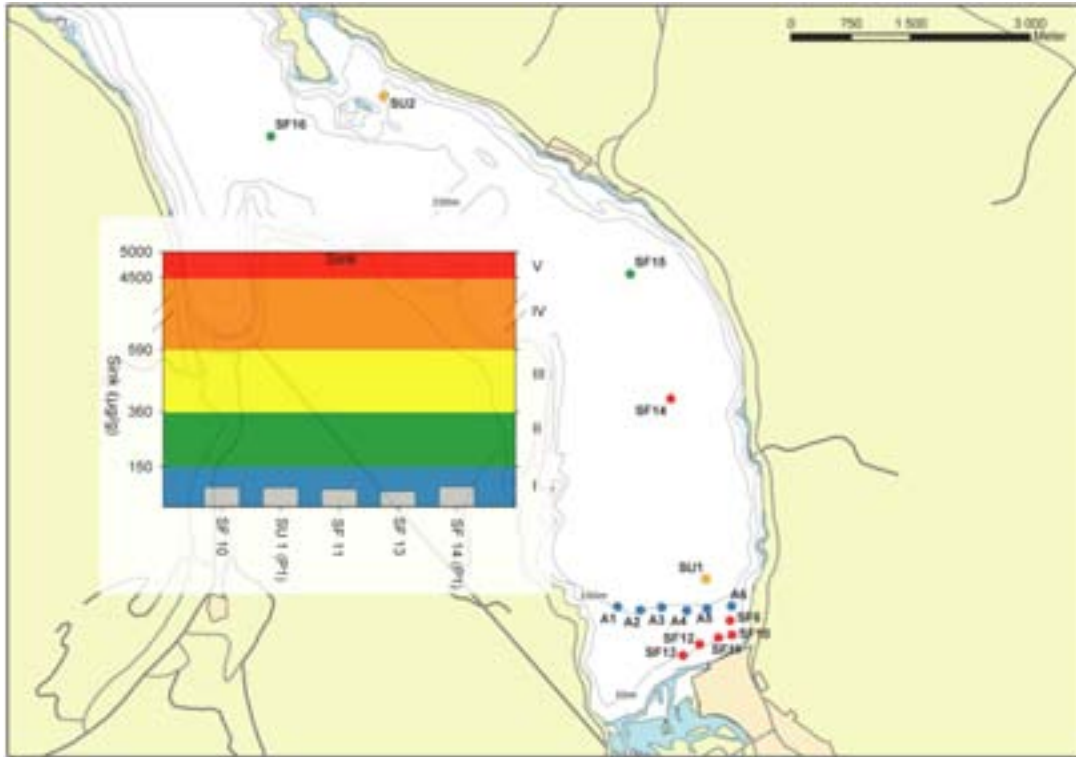
3.3.1 Sedimenttyper og metallinnhold

Sedimentene i Sunndalsfjorden var generelt finkornige med høyt innhold av partikler med kornstørrelse mindre enn 63 μm , bortsett fra de innerste stasjonene nær Sunndalsøra. Disse stasjonene var mer sandig/siltige. Det samme var tilfelle for parallell 2 fra stasjon 14. Alle stasjonene hadde et relativt lavt innhold av organisk karbon (**Tabell 23**).

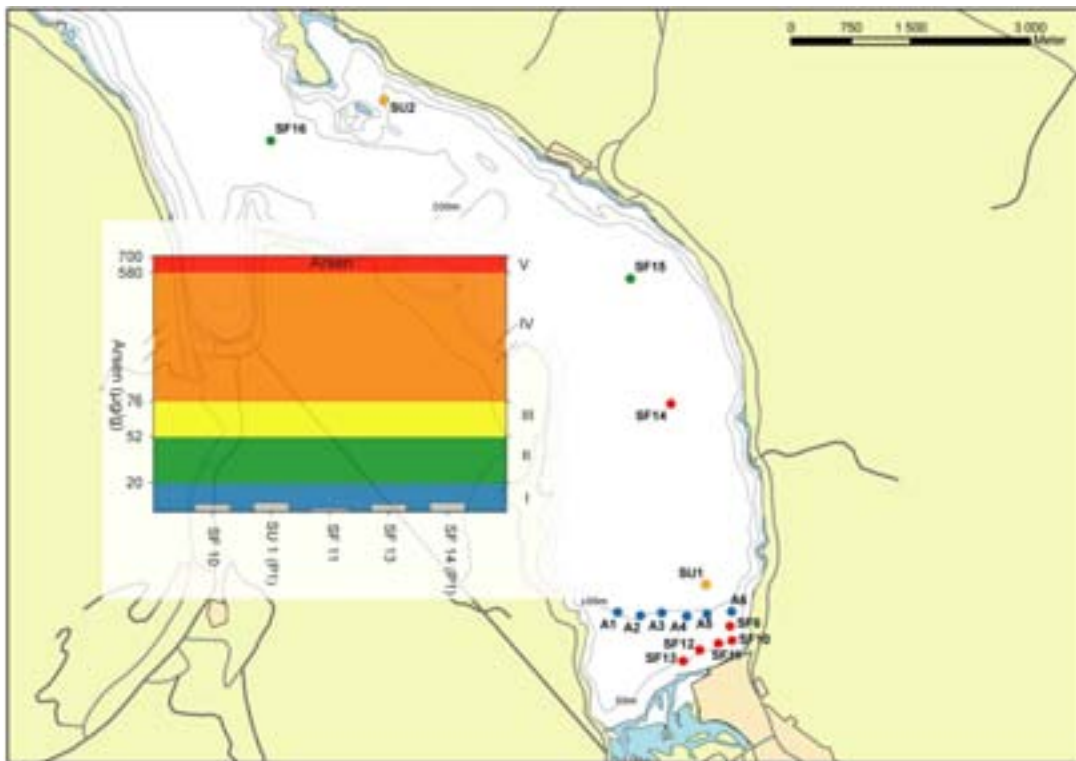
Tabell 23. Innhold av finstoff og totalt organisk karbon i overflatesedimentene (0-2 cm) fra Sunndalsfjorden.

| Stasjon | % <63 μm t.v. | $\mu\text{g C/mg}$ t.v. |
|----------|-----------------------------|----------------------------|
| SU 1 P1 | 90 | 13 |
| SU 1 P2 | 90 | 14,6 |
| SU 1 P3 | 91 | 14,6 |
| SU 1 P4 | 89 | 13,4 |
| SU 1 P5 | 91 | 17,2 |
| SF 6 | 60 | 26,7 |
| SF 12 | 50 | 25,7 |
| SF 10 | 51 | 29,6 |
| SF 16 | 95 | 14,6 |
| SF 15 P1 | 96 | 11,6 |
| SF 15 P2 | 96 | 12,8 |
| SF 15 P3 | 95 | 11,3 |
| SF 14 P1 | 78 | 10,2 |
| SF 14 P2 | 54 | 9 |
| SF 14 P3 | 83 | 11,3 |
| SF 13 | 60 | 17,2 |
| SF 11 | 50 | 22,9 |
| SU 2 P1 | 92 | 14,3 |
| SU 2 P2 | 93 | 11,4 |
| SU 2 P3 | 92 | 13 |

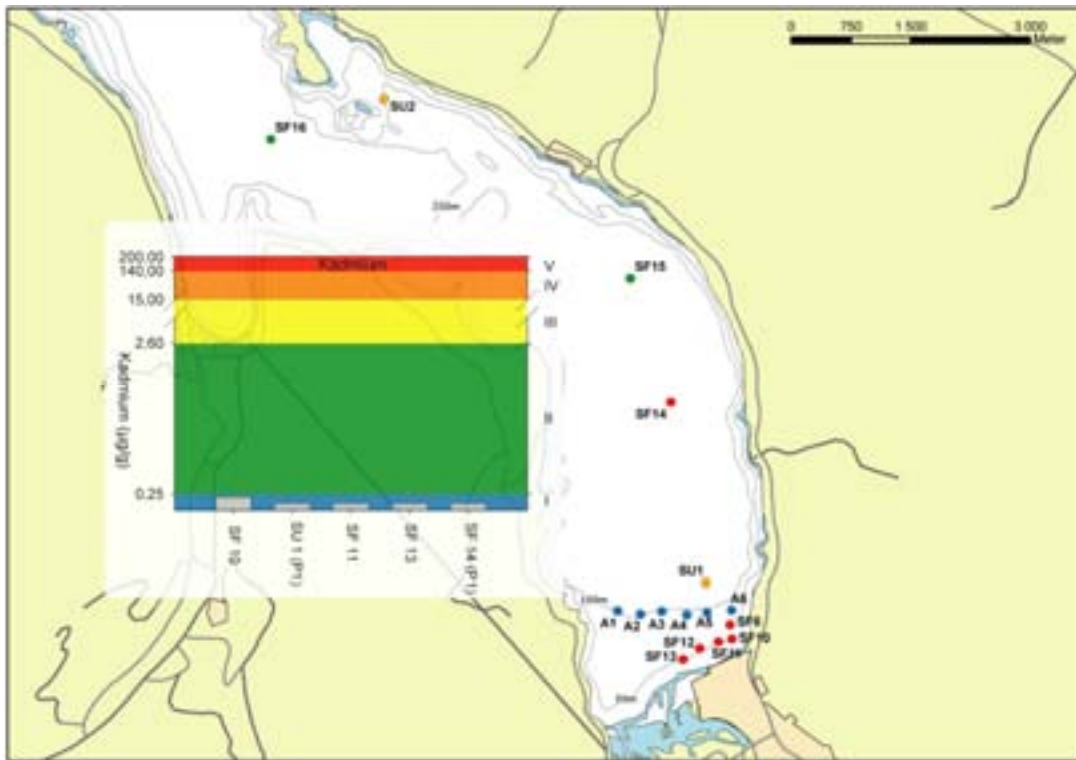
Sedimentene fra utvalgte stasjoner ble analysert for innhold av metallene sink, arsen, kadmium, kobber, kvikksølv, nikkel, bly og krom og sammenlignet med Klifs tilstandsklasser (**Figur 9, Figur 10, Figur 11, Figur 12, Figur 13, Figur 14, Figur 15** og **Figur 16**).



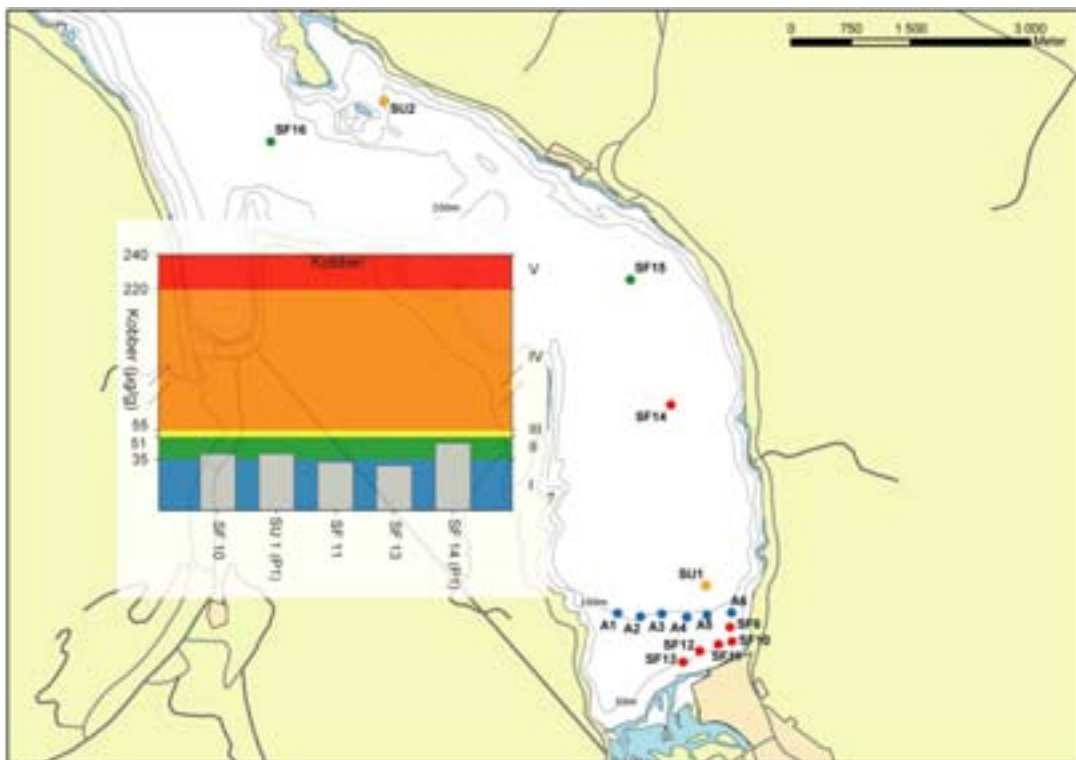
Figur 9. Sink i overflatesedimentet (0-2 cm) i Sunndalsfjorden.



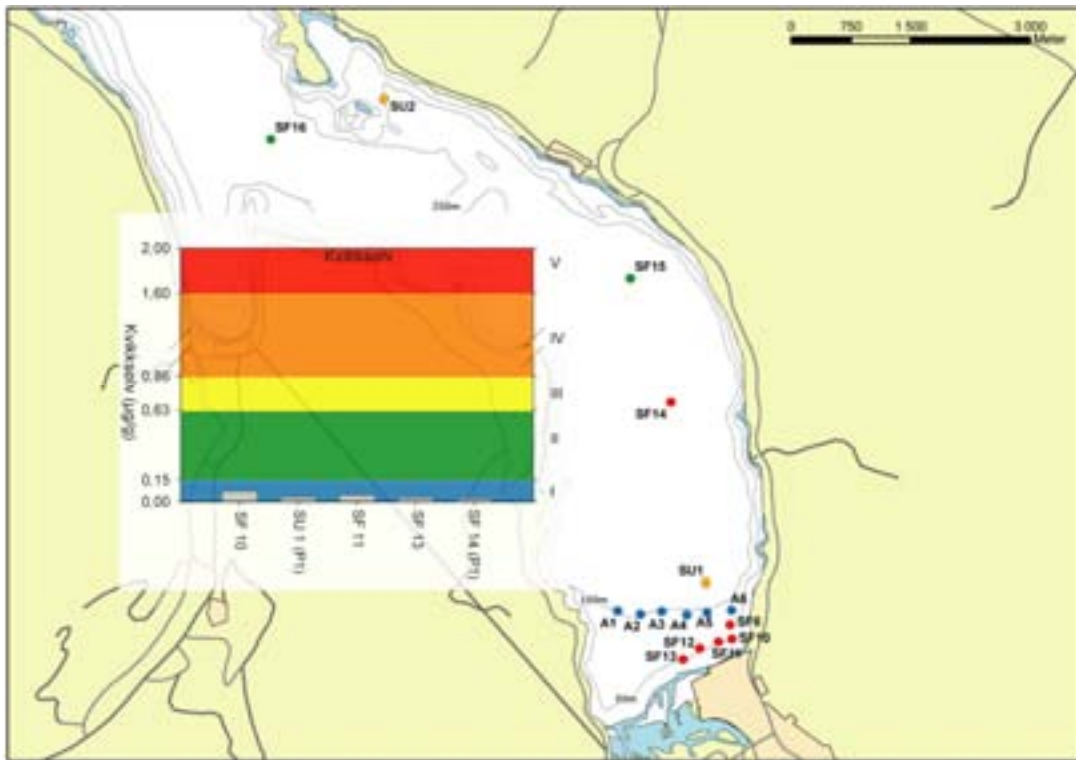
Figur 10. Arsen i overflatesedimentet (0-2 cm) i Sunndalsfjorden.



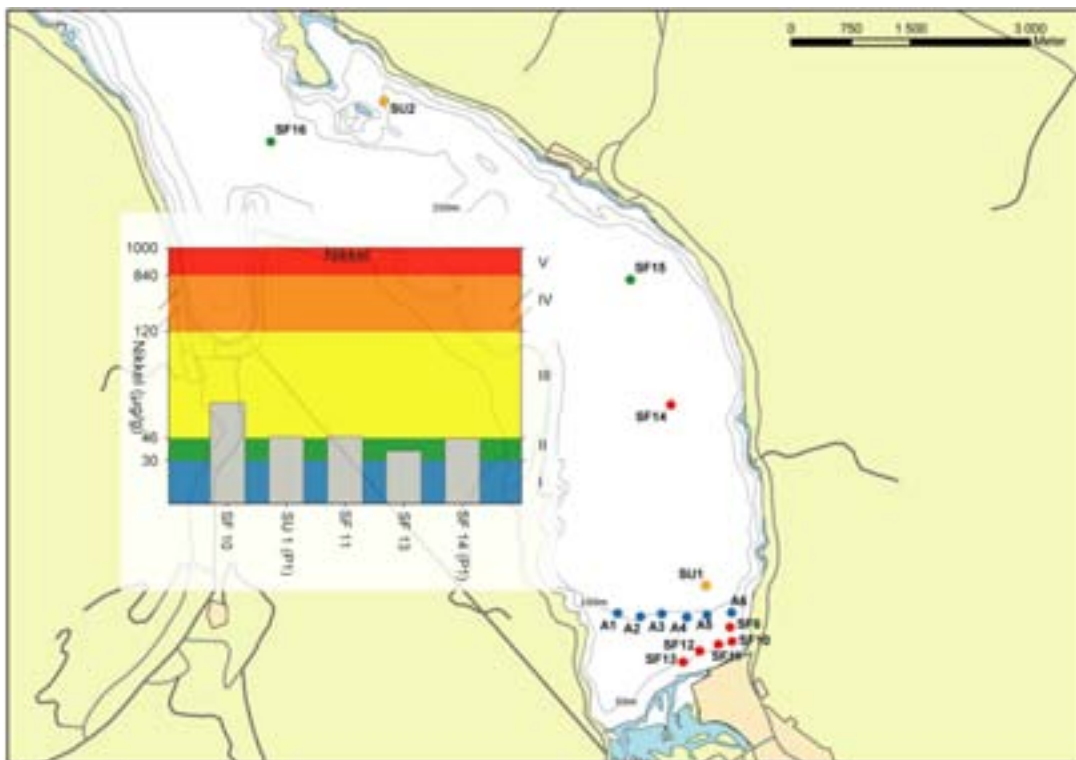
Figur 11. Kadmium i overflatesedimentet (0-2 cm) i Sunddalsfjorden.



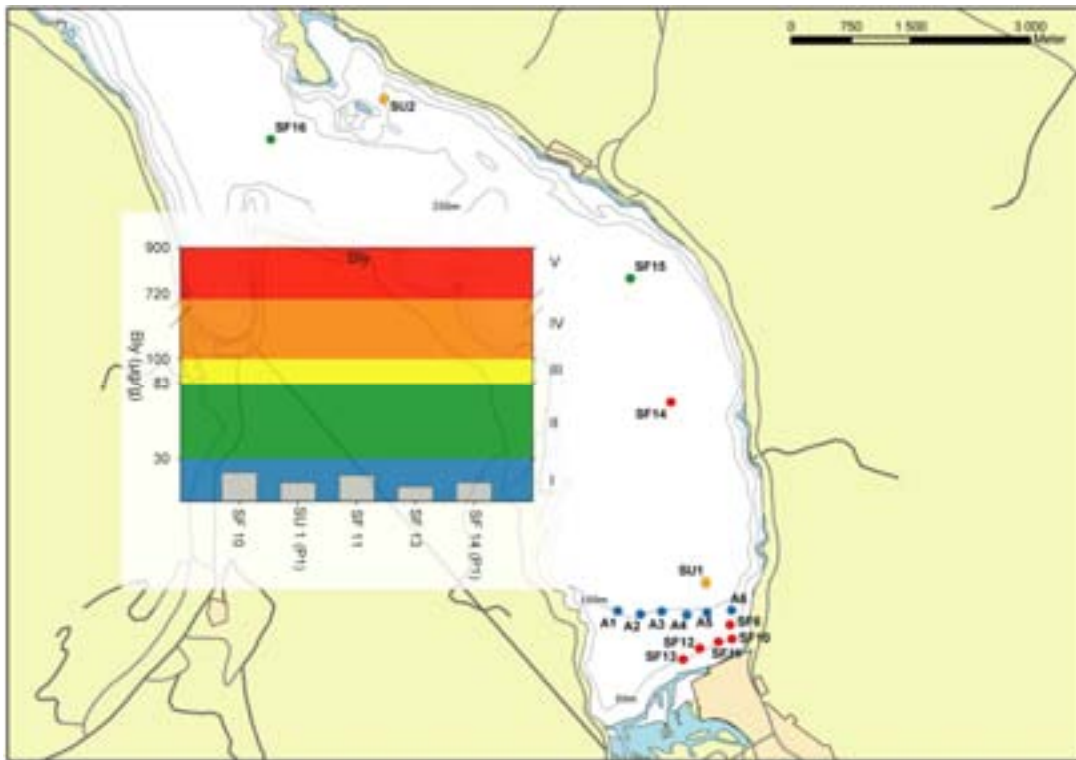
Figur 12. Kobber i overflatesedimentet (0-2 cm) i Sunddalsfjorden.



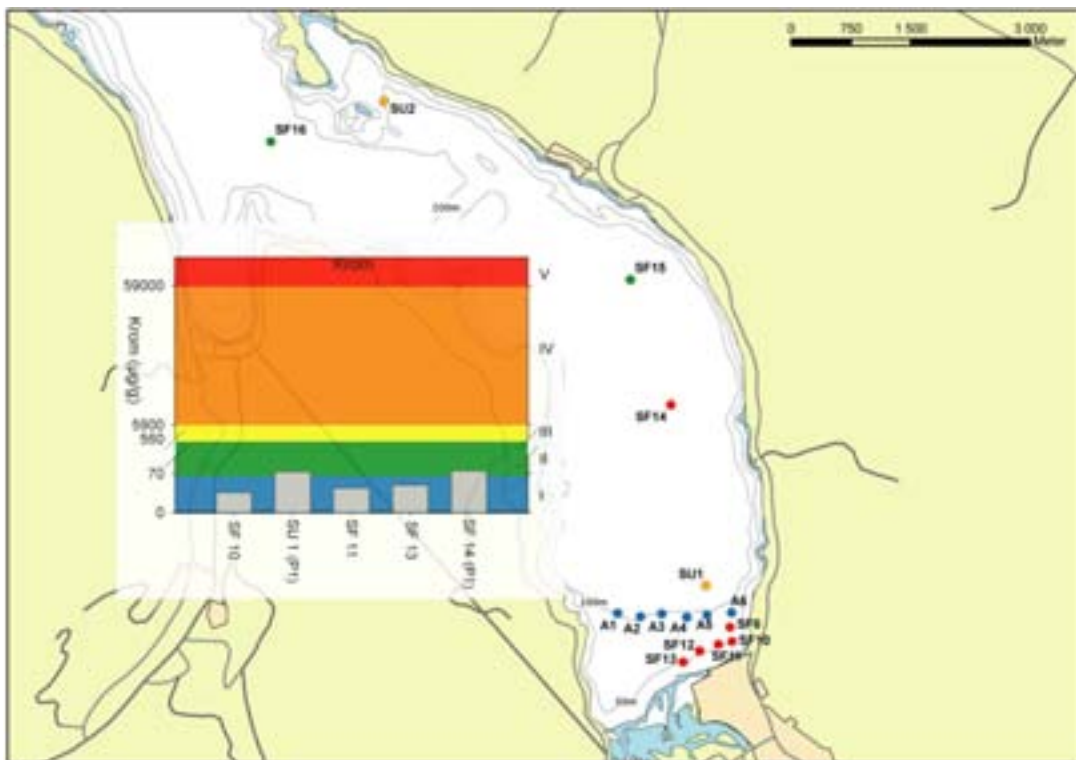
Figur 13. Kvikksølv i overflatesedimentet (0-2 cm) i Sundalsfjorden.



Figur 14. Nikkel i overflatesedimentet (0-2 cm) i Sundalsfjorden.

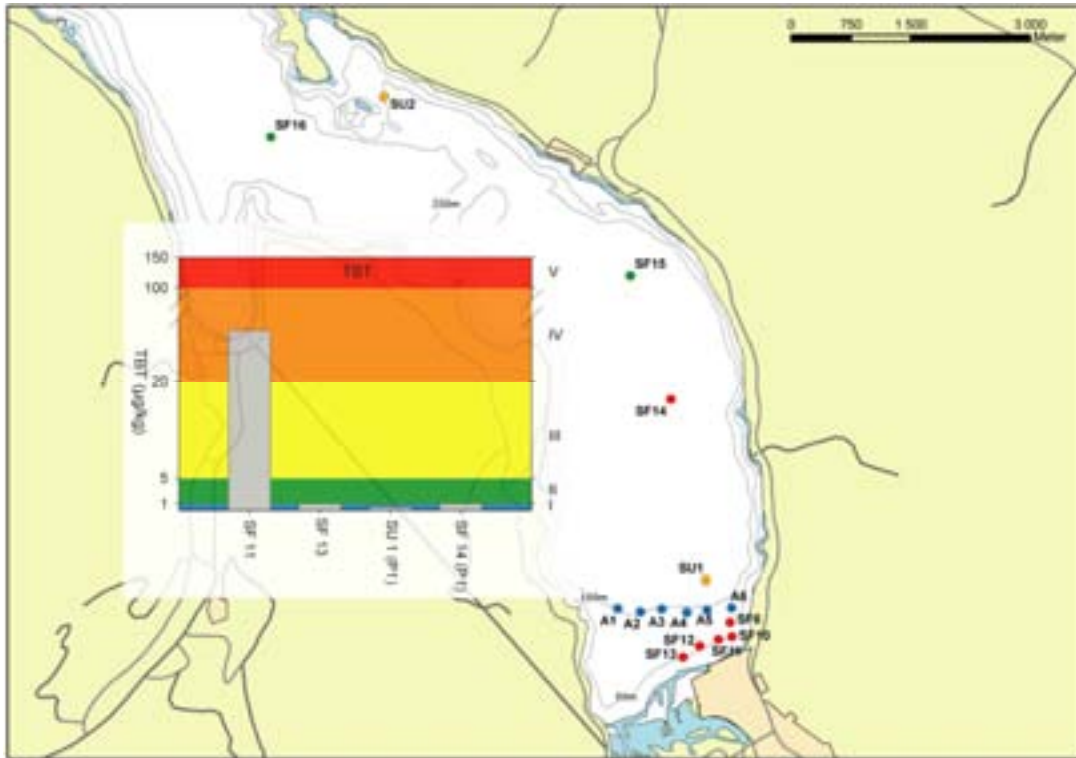


Figur 15. Bly i overflatesedimentet (0-2 cm) i Sunndalsfjorden.



Figur 16. Krom i overflatesedimentet (0-2 cm) i Sunndalsfjorden.

TBT ble analysert på fire stasjoner. På tre av stasjonene var konsentrasjonene lave (tilstandsklasse I-uforurenset). På stasjon SF11 helt innerst i sydøst ved Sunndalsøra var konsentrasjonen forhøyet og svarende til *dårlig* tilstand (tilstandsklasse IV, forvaltningsmessig verdi) (**Figur 17**). Dette er normalt å observere som følge av påvirkning fra bunnstoff brukt på skip.

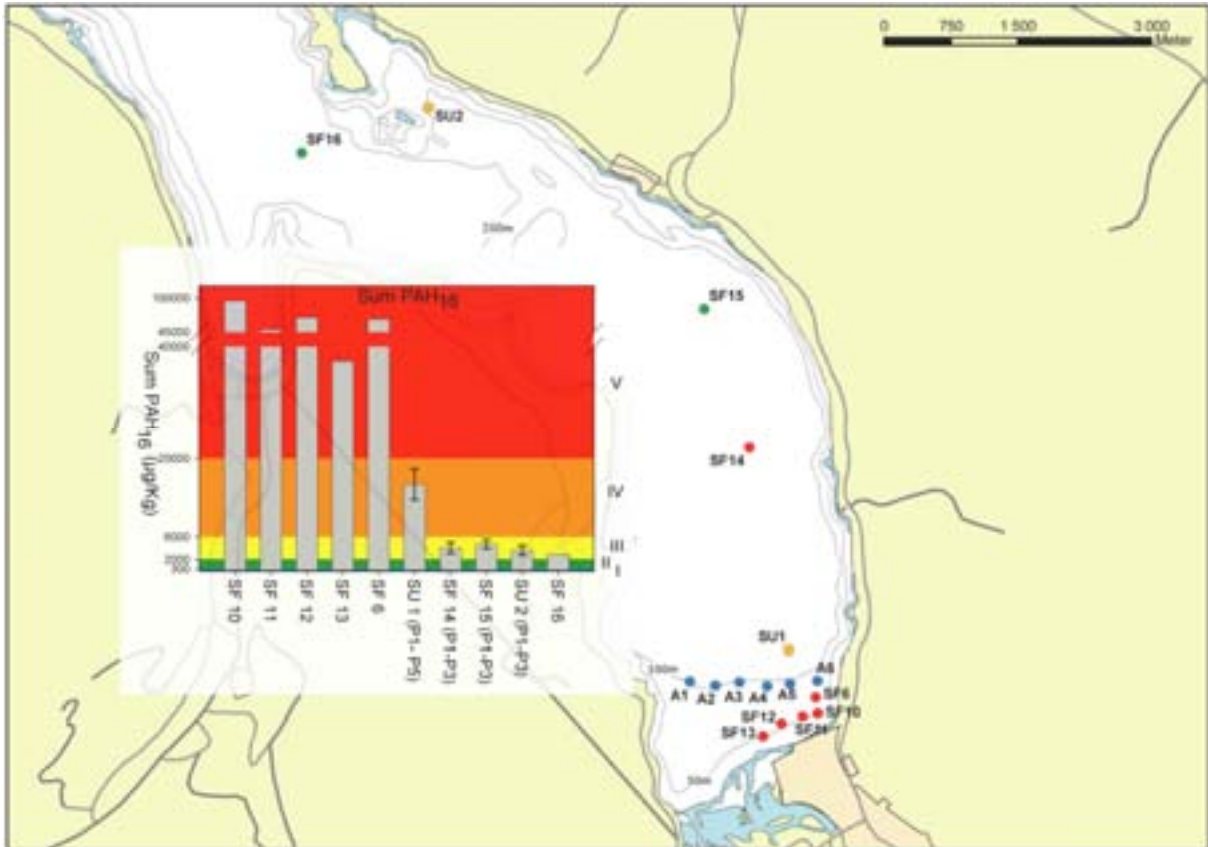


Figur 17. Tributyltinn i overflatesedimentet (0-2 cm) i Sunndalsfjorden. Klassifisering er gjort i henhold til forvaltningsmessige grenseverdier i motsetning til de andre forbindelsene som er klassifisert iht. effektbaserte grenseverdier.

3.3.2 PAH

Det var høye konsentrasjoner av PAH i sedimentene, i særlig grad i den innerste delen av Sunndalsfjorden. Klif har utviklet klassegrenser for 16 enkelt-PAHer i tillegg til sum PAH₁₆. Vi har valgt å presentere kun PAH₁₆ i **Figur 18** idet konsentrasjonsnivåene for enkelt-PAHene i stor grad tilsvarer bildet for PAH₁₆.

Innenfor en avstand på ca. 3 km fra verket tilsvarte konsentrasjonene av PAH₁₆ *dårlig* til *svært dårlig* miljøtilstand (tilstandsklasses IV-V) og med en særlig høy verdi på stasjon SF10. Denne stasjonen ligger meget nær hovedutslippet fra verket og er særlig påvirket fra PAH-utslippene da bedriften også hadde Søderberg-basert produksjon. Konsentrasjonene avtok raskt utover i fjordsystemet. I en avstand større enn 3 km fra Sunndalsøra var konsentrasjoner tilsvarende at miljøtilstanden i sedimentene kunne klassifiseres som *moderat* (tilstandsklasse III) med hensyn på PAH₁₆.



Figur 18. PAH₁₆ i overflatesedimentet (0-2 cm) i Sunndalsfjorden. Der hvor det er tatt parallelle prøver, er gjennomsnitt og ± 1 standardavvik gitt.

Flere av stasjonene som ble prøvetatt i 2008, er også analysert tidligere. I de forskjellige undersøkelsene som er gjennomført til nå, kan antall PAH-forbindelser som er kvantifisert, variere noe. Det betyr igjen at antall variable som vil inngå i en beregning av sum PAH, også kan variere. I presentasjonen av tidsutviklingen i PAH-belastningen i fjorden har vi derfor valgt å illustrere dette for to enkelt-PAHer, nemlig fenantren og benzo(a)pyren (**Tabell 24** og **Tabell 25**).

Det er en betydelig nedgang i konsentrasjonene på alle stasjonene bortsett fra på SD1/SU1. Det er vanskelig å peke på klare grunner til at denne stasjonen skiller seg ut.

For å kunne gi en god dokumentasjon på tidsutviklingen av PAH-konsentrasjonene i sedimentet er det nødvendig å etablere gode overvåkingsstasjoner hvor den naturlige variansen i PAH-konsentrasjonen er beskrevet. Under prøvetakingen i 2008 ble det derfor tatt parallelle prøver fra flere stasjoner (SU1, SF14, SF15, SU2). Disse stasjonene vil være hovedstasjonene for å påvise en ytterligere forbedring i fjorden fremover.

Tabell 24. Sammenligning av konsentrasjonen av benzo(a)pyren og fenantren i overflatesedimentene i Sunndalsfjorden ved forskjellige prøvetakingstidspunkter.

| Stasjon/ forbindelse | S6 | SF6 | SD1 | SU1 | S11 | SF14 |
|-------------------------|------|------|------|------|------|------|
| | n=1 | n=1 | n=4 | n=5 | n=3 | n=3 |
| | 1986 | 2008 | 1995 | 2008 | 1986 | 2008 |
| BaP | 8228 | 5800 | 1486 | 1440 | 870 | 407 |
| Fenantren | 5212 | 3700 | 1051 | 1064 | 668 | 263 |

Tabell 25. Sammenligning av konsentrasjonen av benzo(a)pyren og fenantren i overflatesedimentene i Sunndalsfjorden ved forskjellige prøvetakingstidspunkter.

| Stasjon/ forbindelse | S12 | SF15 | SF13 | SF16 | SD2 | SU2 |
|-------------------------|------|------|------|------|------|------|
| | n=3 | n=3 | n=1 | n=1 | n=4 | n=3 |
| | 1986 | 2008 | 1986 | 2008 | 1995 | 2008 |
| BaP | 611 | 447 | 400 | 200 | 602 | 370 |
| Fenantren | 568 | 327 | 519 | 200 | 466 | 217 |

3.4 Bløtbunnsfauna og sedimentaktivitet

3.4.1 Prøvetaking

Det var fint, normalt, men litt fast sediment på alle stasjonene. Alle prøvene av bunnfauna var gode med tilfredsstillende volum av sediment i prøvene (**Tabell 26**). Også sedimentprofilfotografiene ble gode med penetrasjonsdybder i sedimentet fra 5 cm til 20 cm. I finkornede fjordsedimenter er penetrasjonsdybder på 6-10 cm å regne som normalt.

Tabell 26. Prøvetaking av bunnfauna i Sunndalsfjorden 29-30. oktober 2008. Stasjoner, dyp, antall prøver og visuelle observasjoner av bunnforhold og sedimenter.

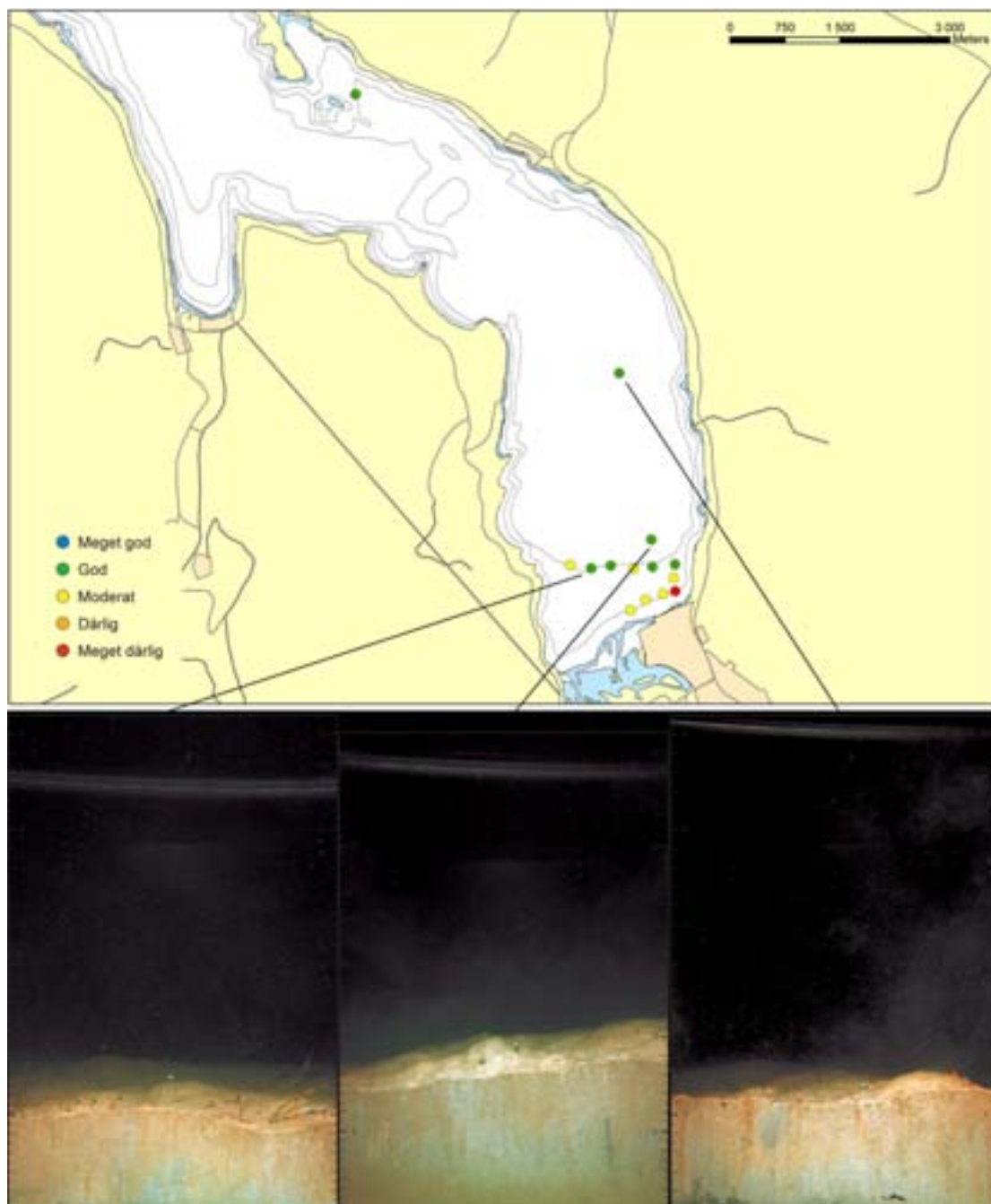
| Stasjon | Dyp m | Antall prøver | Visuelle observasjoner | Sikterest (materiale > 1 mm) |
|---------|----------|------------------|--|---|
| SF 6 | 56 | 4 | Sandig silt med litt grus. | Volum 3-6 dl per grabbhugg. Finkornet grus og større stein, plantemateriale. |
| SU 1 | 111 | 4 | Finkornet silt og leir. Volum av sedimentfang i prøvene: 13 liter, 10 liter, 11 liter, 10 liter. | Volum 1,5-3 dl per grabbhugg. Leire og leirrør av børstemark. Noe treflis og plantemateriale. |
| SU 2 | 111 | 4 | Finkornet silt og leir. Volum av sedimentfang i prøvene: 10 liter, 13 liter, 13 liter, 15 liter. | Volum 2-4 dl pr. grabbhugg. Leire og leirrør av børstemark. Treflis og plantemateriale, noe skjellrester. |

3.4.2 Sedimentprofilfotografering

Sedimentprofilfotograferingen indikerte at det var dårlig tilstand svært nær utslippspunktet fra bedriften, men at tilstanden raskt ble bedre utover mot dypere vann (**Figur 19, Figur 20**). På transektet nærmest land (stasjon SF6-SF13: 43-56 m) ble stasjonene klassifisert som *moderat* til *meget dårlig* tilstand i henhold til BHQ-indeksen for sedimentprofiler (se **Figur 4**). På transektet utenfor på litt dypere vann (stasjon A1-A6: 85-100 m) ble stasjonene klassifisert som *moderat* til *god tilstand*. Lenger ut i fjorden var det *god* tilstand. På stasjonene med moderat til god tilstand var det synlig bunnfauna tilstede og tydelige spor av aktivitet fra bunnorganismene.



Figur 19. Sedimentprofilfotografering i Sunndalsfjorden 2008. Øverst: Klassifisering av bunnmiljø i henhold til BHQ-indeksen. Nederst: eksempler på sedimentprofiler fra stasjoner langs en gradient fra utslippet (st. A6 (venstre) *god* tilstand, st. SF6 (midten) *moderat* tilstand, st. SF10 (høyre) *meget dårlig* tilstand).



Figur 20. Sedimentprofilfotografering i Sunndalsfjorden 2008. Øverst: Klassifisering av bunnmiljø i henhold til BHQ-indeksen. Nederst: eksempler på sedimentprofiler fra stasjoner med *god* tilstand (st. A2 venstre, st. SU1 midten, st. SF14 høyre).

3.4.3 Bunnfauna

Bunnfaunaen var artsrik og var preget av normale til litt høye individtettheter på alle stasjonene (**Tabell 27**). Generelt økte artstallene og individtetthetene fra innerste stasjon (SF 6) og ut til ytterste (SU2). Både artsmangfold og innslag av arter som er følsomme for forurensning var høyt. Dette indikerer at tilstanden på alle lokalitetene var god. I henhold til systemet for klassifisering av

miljøtilstand som nå er under utvikling til vanndirektivet (Veileder 01: 2009), faller alle stasjonene i beste tilstandsklasse *svært god* for alle indeksene. Også i henhold til Klifs system for klassifisering av miljøkvalitet, som har vært i bruk inntil nå og som omfatter indeksene ES₍₁₀₀₎ og H' (Molvær mfl. 1997), faller alle stasjonene i beste tilstandsklasse.

Tabell 27. Sammenfattende data for bunnfauna på stasjonene i Sunndalsfjorden 29-30. oktober 2008. Resultatene er vist samlet for hver stasjon og for hver enkelt grabbprøve (1-4). For antall arter og individer er det gitt samlet antall over prøvene, for indekser er det beregnet middelerverdi over prøvene. Fargekoding angir økologisk tilstandsklasse i henhold til vanndirektivet (blå = *svært god* tilstand).

| Stasjon/prøve | Antall arter | Individer | Indekser for artsmangfold | | | | |
|---------------|--------------|-----------|---------------------------|------|-------|-------|--|
| | | | ES(100) | H' | ISI | NQI 1 | |
| SF 6 | | | | | | | |
| 1 | 41 | 134 | 35,65 | 4,63 | 8,49 | 0,78 | |
| 2 | 58 | 319 | 34,78 | 4,75 | 8,68 | 0,78 | |
| 3 | 43 | 227 | 29,90 | 4,09 | 8,49 | 0,74 | |
| 4 | 39 | 311 | 27,04 | 4,01 | 7,92 | 0,72 | |
| Samlet SF 6 | 83 | 991 | 31,84 | 4,37 | 8,40 | 0,76 | |
| SU 1 | | | | | | | |
| 1 | 46 | 303 | 29,41 | 4,29 | 9,41 | 0,72 | |
| 2 | 55 | 329 | 33,67 | 4,53 | 9,45 | 0,76 | |
| 3 | 65 | 373 | 34,78 | 4,79 | 9,33 | 0,77 | |
| 4 | 55 | 303 | 33,00 | 4,52 | 9,51 | 0,75 | |
| Samlet SU 1 | 92 | 1308 | 32,72 | 4,53 | 9,42 | 0,75 | |
| SU 2 | | | | | | | |
| 1 | 76 | 398 | 37,11 | 4,93 | 10,25 | 0,80 | |
| 2 | 63 | 433 | 31,55 | 4,57 | 10,18 | 0,78 | |
| 3 | 66 | 410 | 35,45 | 4,84 | 10,00 | 0,80 | |
| 4 | 67 | 414 | 34,81 | 4,75 | 9,85 | 0,82 | |
| Samlet SU 2 | 131 | 1655 | 34,73 | 4,77 | 10,07 | 0,80 | |

Faunaen på den innerste stasjonen SF6 var sterkt dominert av små flerbørstemark. På de andre stasjonene var faunaen mer variert sammensatt med sterkere representasjon også fra andre hovedgrupper. I **Tabell 28** er det gitt en oversikt over de 10 individrikeste artene på hver stasjon. På SF6 var det høyest tettheter av *Prionospio cirrifera* som er en liten frittlevende børstemark som ernærer seg av sedimentpartikler fra bunnoverflaten. På de andre stasjonene var det små muslinger som lever av småpartikler fra vann som hadde høyest individtetthet.

Tabell 28. De ti dominerende artene på stasjonene i Sunndalsfjorden 29-30. oktober 2008. Grupper: bm = båndmark, fb = flerbørstemark, k = krepsdyr, m = musling, pm = pølsemark, sp = sjøpølse.

| Stasjon SF 6 | | | Stasjon SU 1 | | | Stasjon SU 2 | | |
|------------------------------|----|--------------------|--------------------------------|----|--------------------|--------------------------------|----|--------------------|
| Art | Gr | Ind/m ² | Art | Gr | Ind/m ² | Art | Gr | Ind/m ² |
| <i>Prionospio cirrifera</i> | fb | 553 | <i>Thyasira cf equalis</i> | m | 765 | <i>Thyasira</i> sp | m | 500 |
| <i>Thyasira</i> sp | m | 280 | <i>Paramphinome jeffreysii</i> | fb | 250 | <i>Polydora cf caeca</i> | fb | 470 |
| <i>Abyssoninoe hibernica</i> | fb | 260 | Nemertinea indet | bm | 238 | <i>Kelliella miliaris</i> | m | 433 |
| <i>Galathowenia oculata</i> | fb | 113 | <i>Heteromastus filiformis</i> | fb | 200 | <i>Onchnesoma steenstrupi</i> | pm | 250 |
| <i>Chaetozone setosa</i> | fb | 95 | <i>Pista cristate</i> | fb | 153 | <i>Galathowenia oculata</i> | fb | 248 |
| <i>Diplocirrus glaucus</i> | fb | 73 | <i>Prionospio cirrifera</i> | fb | 135 | <i>Abra nitida</i> | m | 228 |
| <i>Pholoe baltica</i> | fb | 55 | <i>Labidoplax buski</i> | sp | 133 | <i>Paramphinome jeffreysii</i> | fb | 158 |
| <i>Trichobranchus roseus</i> | fb | 53 | <i>Aphelochaeta</i> sp. | fb | 83 | <i>Labidoplax buski</i> | sp | 113 |
| <i>Paradoneis eliasoni</i> | fb | 48 | Tanaidacea indet | k | 73 | <i>Thyasira ferruginea</i> | m | 108 |
| <i>Goniada maculata</i> | fb | 45 | <i>Thyasira ferruginea</i> | m | 70 | <i>Thyasira cf equalis</i> | m | 105 |

Det er allikevel noen tegn i faunasammensetningen som kan tyde på en påvirkning av PAH på bunndyrsamfunnene. Ved å sammenfatte data fra en rekke smelteverkspåvirkede fjorder fant Oug mfl. (1998) at andelen av rovlevende arter i bunnfaunaen økte ved økende sedimentkonsentrasjoner av PAH. Dette er uttrykk for at det skjer økologiske forandringer i bunndyrsamfunnene som følge av påvirkning av PAH. I 10-på-topp-listen (**Tabell 28**) var det tre rovlevende arter på SF6 (*Abyssoninoe*, *Pholoe*, *Goniada*), mens det var to på SU1 (*Paramphinome*, *Nemertinea*) og en på SU2 (*Paramphinome*). Samlet sett utgjorde rovlevende former 27 % av totalt individtall på SF6 og SU1, mens det var 12 % på SU2. Oug mfl. (1998) utarbeidet en modell for sammenhengen mellom sedimentkonsentrasjoner og rovlevende former. For stasjonene i denne undersøkelsen gir modellen en prosentandel på 40, 25 og 15 ut fra konsentrasjonene av sum PAH. De observerte verdiene er ikke så langt fra de modellerte.

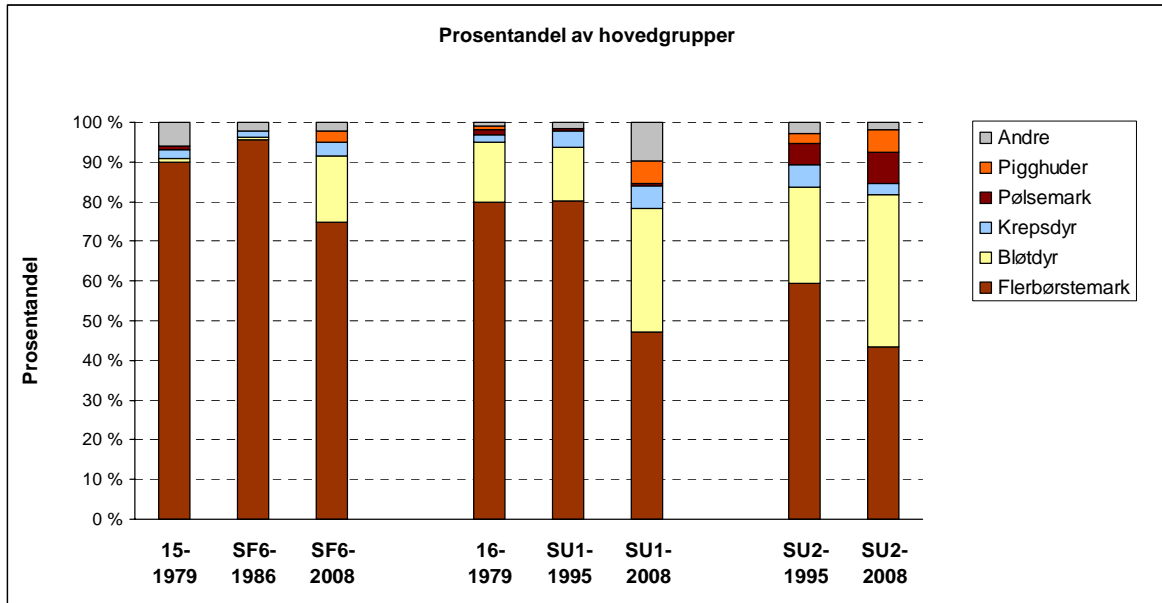
Bunnfaunaen indikerte at på alle stasjonene var det bedre tilstand i 2008 enn ved de tidligere prøvetakingene. I **Tabell 29** er endringene for de viktigste indeksene og dominerende arter vist. Både på SF6 og SU1 var tilstanden endret fra *god* til *svært god*. På alle stasjonene var andelen av flerbørstemark redusert (**Figur 21**). På SF6 var dominansen av børstemark sterkere både i 1986 og 1979 enn ved foreliggende undersøkelse. Det kan også være verd å merke seg at det ble funnet pigghuder (slangestjerne og sjøpølser) på alle stasjoner ved denne undersøkelsen. Dette er en gruppe som er kjent for å ha nedsatt toleranse til PAH (Oug mfl. 1998, Næs mfl. 1999). Andelen av rovlevende former hadde avtatt på SF6 (**Figur 22**). Andelen hadde økt på SU1, men på denne stasjonen var det ingen nedgang i PAH-verdier. Endringene i bunnfaunaen, kanskje spesielt for andel rovlevende former, synes å svare til endringene av PAH i sedimentet i fjorden.

Fullstendige resultater fra prøvetakingen av bløtbunnsfauna er gitt i Vedlegg 5.2.

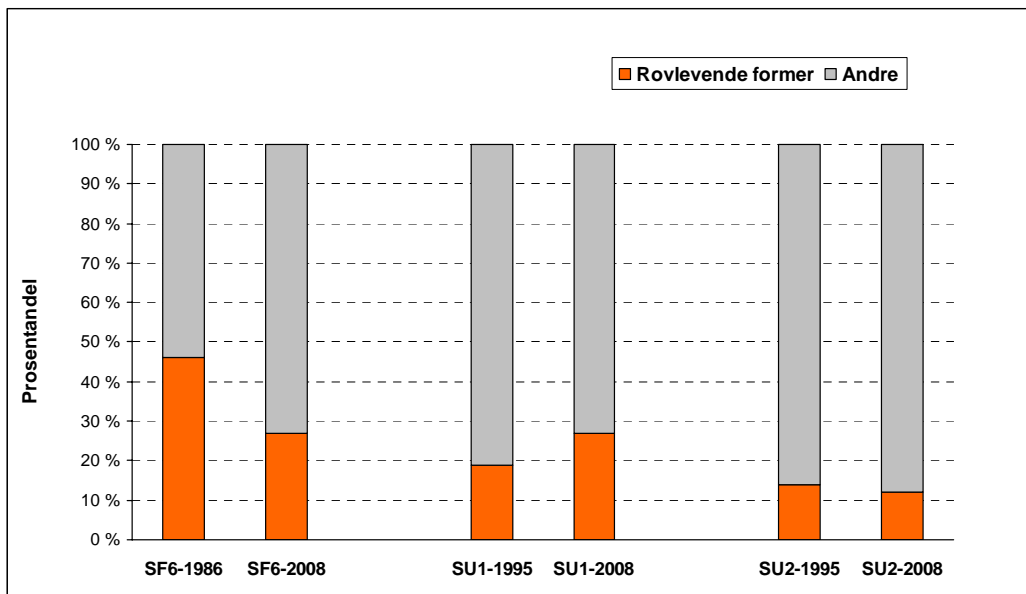
Tabell 29. Fauna på stasjonene (2008) sammenlignet med resultater fra tidligere prøvetaking på stasjonene (1986, 1995). Fargekoding angir økologisk tilstandsklasse i henhold til vanndirektivet (blå = *svært god* tilstand, grønn = *god* tilstand).

| Stasjon | Antall arter | H' | NQI 1 | Viktigste arter |
|--------------------|--------------|------|-------|--|
| SF6 | | | | |
| 2008 | 83 | 4,76 | 0,77 | <i>Prionospio cirrifera</i> , <i>Thyasira</i> sp., <i>Abyssoninoe hibernica</i> , <i>Galathowenia oculata</i> , <i>Chaetozone setosa</i> , <i>Diplocirrus glaucus</i> , <i>Pholoe baltica</i> , <i>Trichobranchus roseus</i> , <i>Paradoneis eliasoni</i> , <i>Goniada maculata</i> |
| 1986 ¹⁾ | 35 | 3,84 | 0,69 | <i>Prionospio cirrifera</i> , <i>Nereimyra punctata</i> , <i>Goniada maculata</i> , <i>Paramphinome jeffreysi</i> , <i>Lumbrineris scopa</i> (= <i>Abyssoninoe hibernica</i>), <i>Lumbrineris fragilis</i> , <i>Sosane gracilis</i> , <i>Diplocirrus glaucus</i> , <i>Scoloplos armiger</i> , <i>Pholoe minuta</i> |
| SU1 | | | | |
| 2008 | 92 | 4,80 | 0,76 | <i>Thyasira</i> cf <i>equalis</i> , <i>Paramphinome jeffreysi</i> , <i>Nemertinea</i> indet, <i>Heteromastus filiformis</i> , <i>Pista cristata</i> , <i>Prionospio cirrifera</i> , <i>Labidoplax buski</i> , <i>Aphelochaeta</i> sp, <i>Tanaidacea</i> indet, <i>Thyasira ferruginea</i> , <i>Pholoe assimilis</i> |
| 1995 | 98 | 4,26 | 0,70 | <i>Pseudopolydora</i> sp, <i>Paramphinome jeffreysi</i> , <i>Thyasira equalis</i> , <i>Heteromastus filiformis</i> , <i>Notomastus latericeus</i> , <i>Prionospio</i> sp, <i>Caulleriella</i> sp, <i>Chone</i> sp, <i>Scalibregma inflatum</i> , <i>Pista cristata</i> , <i>Nemertinea</i> indet |
| SU2 | | | | |
| 2008 | 131 | 5,16 | 0,82 | <i>Thyasira</i> sp., <i>Polydora</i> cf <i>caeca</i> , <i>Kelliella miliaris</i> , <i>Onchnesoma steenstrupi</i> , <i>Galathowenia oculata</i> , <i>Abra nitida</i> , <i>Paramphinome jeffreysi</i> , <i>Labidoplax buski</i> , <i>Thyasira ferruginea</i> , <i>Thyasira</i> cf <i>equalis</i> , <i>Pista cristata</i> |
| 1995 | 124 | 4,99 | 0,77 | <i>Pseudopolydora</i> sp, <i>Thyasira equalis</i> , <i>Polydora</i> sp, <i>Paramphinome jeffreysi</i> , <i>Heteromastus filiformis</i> , <i>Kelliella miliaris</i> , <i>Onchnesoma steenstrupi</i> , <i>Nemertinea</i> indet, <i>Thyasira ferruginea</i> , <i>Amythasides macroglossus</i> , <i>Pista cristata</i> |

1) Prøveareal 0,2 m²



Figur 21. Individfordeling i hovedgrupper på de tre stasjonene. Data fra 1979 er sammenstilt fra Holthe & Stokland (1980), mens data fra 1995 er fra Næs mfl. (1999).



Figur 22. Individandel av rovlevende former i bunnfauna på de tre stasjonene i 1986, 1995 og 2008

4. Referanser

- Armitage, J. and T. Saloranta, 2005. Simulating the fate of PAHs in the Sunndalsfjord, NIVA-notat.
- Barland, K., H. Berg og G.S. Eriksen, 1996. Tungmetaller i skalldyr, SNT-rapport 2:98.
- Holthe, T. og Ø. Stokland, 1980. Biologiske undersøkelser – Kristiansunds fastlandssamband. Bunndyrundersøkelser 1978-1979. DKNVS rapport, zoologisk serie 1980-5. Trondheim. 27 s.
- Karickhoff, S.W. 1981. Semiempirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils, *Chemosphere* 10, 833-846.
- Knutzen, J., 1989. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer, Rapport 347/89 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA Rapport l.nr. 2273.
- Knutzen, J., E. Fjeld, K. Hylland, B. Killie, L. Kleivane, E. Lie, T. Nygård, T. Savinova, J. U. Skåre, K.J. Aanes, 1999. Miljøgifter og radioaktivitet i norsk fauna – inkludert Arktis og Antarktis. Utredning for DN nr 1999-5. Direktoratet for naturforvaltning.
- Konieczny, R.M. og J. Knutzen, 1992. Overvåking av PAH i muslinger, snegl og fisk fra Sunndalsfjorden 1991-1992. Rapport 504/92 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA Rapport l.nr. 2818.
- Molvær, J., 1990. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal, 1986-1988. Konklusjoner. Rapport 409/90 innen Statlig program for forurensningsovervåking, NIVA Rapport l.nr. 2425.
- Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei og J. Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT 97:03, TA-1467/1997.
- Nilsson, H.C. og R. Rosenberg, 1997. Benthic habitat quality assessment of an oxygen stressed fjord by surface and sediment profile images. *Journal of Marine Systems* 11:249-264.
- Nilsson, H.C. og R. Rosenberg, 2006. Collection and interpretation of Sediment Profile Images (SPI) using the Benthic Habitat Quality (BHQ) index and successional models. NIVA Rapport l.nr. 5200.
- Næs, K., 1991. Frigivelse av PAH fra forurenset sjøbunn. NIVA Rapport l.nr. 2667
- Næs, K. og B. Rygg, 1988. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 1. Sedimenter og bløtbunnsfauna 1986. Rapport 306/88 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA Rapport l.nr. 2093.
- Næs, K., K. Hylland, E. Oug, L. Förlin and G. Ericson, 1999. Accumulation and effects of aluminium smelter generated PAHs on soft bottom invertebrates and fish, *Environ. Toxicol. Chem.*, 18: 2205-2216
- Næs, K., J. Knutsen, E. Oug, B. Rygg, J. Håvardstun, L. Tveiten og M.C. Lie, 2001. Overvåking av Vefsnfjorden, Sunndalsfjorden og Årdalsfjorden 2000. PAH, klorerte forbindelser og metaller i organismer og sedimenter, sammensetning av bløtbunnsfauna. NIVA Rapport l.nr. 4440.

- Oug, E., K. Næs og B. Rygg, 1998. Relationship between soft bottom macrofauna and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) from smelter discharge in Norwegian fjords and coastal waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 173: 39-52.
- Pearson T.H. og R. Rosenberg, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 16: 229-311.
- Rosenberg, R, M. Blomqvist, H.C. Nilsson, H. Cederwall og A. Dimming, 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 49: 728-739.
- Ruus, A., O. Bøyum, M. Grung and K. Næs, 2007. Particle affinity and bioavailability of PAH associated with coal tar. NIVA Rapport l.nr 5497.
- Ruus, A., K. Næs, M. Grung, N. Green, T. Bakke, E. Oug og K Hylland, 2009. PAH-forurensning av sjøbunn. En oversikt over kunnskapsstatus. SFT-rapport TA-2583/2009, NIVA Rapport l.nr. 5888,
- SFT 2007. Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. TA-2229/2007.
- Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Direktoratets gruppa for gjennomføring av vanddirektivet. Rapport. Internett: www.vannportalen.no
- Vrana, B., A. Paschke, P. Popp, 2001. Polyaromatic hydrocarbon concentrations and patterns in sediments and surface water of the Mansfeld region, Saxony-Anhalt, Germany. *Journal of Environmental Monitoring* 3, 602-609.

5. Vedlegg

5.1 Beregning av vannkonsentrasjon av PAH ut fra SPMD

Estimation of dissolved contaminant concentrations in water using SPMDs

Time-weighted average concentrations were calculated using the following equation:

$$C_{TWA} = \frac{m}{K_{SW} V_S (1 - e^{-\frac{R_S t}{K_{SW} V_S}})} \quad (1)$$

where m is the mass of contaminant accumulated in SPMDs (ng), K_{SW} the sampler-water partition coefficient ($L L^{-1}$), V_S the volume of the sampler (L), t the exposure time (h) and R_S the uptake rate ($L h^{-1}$).

The determination of in-situ uptake rates for each site was undertaken using performance reference compounds (PRCs), deuterated analogues of PAHs. Since mass transfer in/out of the sampler is an isotropic phenomenon, first-order offload rates, k_e of deuterated PAHs spiked into the samplers prior to exposure can be used to estimate uptake rates for PRC:

$$R_S = K_{SW} V_S k_e \quad (2)$$

An empirical $\log K_{OW}$ - R_S relationship is then used to extrapolate uptakes rates for all other contaminants of interest. R_S values for compounds with $\log K_{OW}$ in the range 3-8 can then be calculated:

$$R_{S,i} = R_{S,PRC} \frac{\alpha_i}{\alpha_{PRC}} \quad (3)$$

where α can be obtained with the following empirical relationship:

$$\log \alpha = 0.013 \log^3 K_{OW} - 0.3173 \log^2 K_{OW} + 2.244 \log K_{OW} \quad (4)$$

The α value for the analyte of interest and for the PRC may be calculated using equation (4) to allow the estimation of $R_{S,i}$ with equation (3). Once the uptake rate is known, equation (1) is used to calculate TWA concentrations.

Estimation of R_S using PRC data

The usual rule-of-thumb consists of only using PRC data that lies within 20 and 80 % offload during exposure. This is exemplified in the figure below. PRC that can be used to estimate uptake rate for the SPMDs exposed at the Fonnastein site include deuterated acenaphthene, fluorene and phenanthrene while for all other sites only the d_{10} -phenanthrene data is valid. Despite the offload of some PRCs close to 100 %, the data generated by these compounds appear to remain consistent. Long exposures or high sampler-water mass transfer is generally required to observed significant dissipation of d_{12} -chrysene. Here, dissipation of deuterated chrysene from SPMDs exposed at Horrвика and Honnhammer are in the range 5-10 % and close to being significant.

Similar information is given by PRCs for SPMDs exposed at Flåøya, Fjøseid and Honnhammer. SPMDs exposed at Fonnastein and Horrвика were deployed for a shorter period of time and this should be reflected by less PRC dissipation than for site with longer exposures if uptake rates were expected to be similar. However as shown in the figure below, PRC dissipation for SPMDs from the Horrвика site is similar to other sites despite a much shorter exposure and significantly different to

data obtained at the Fonnastein site. Uptake rates for the Horrвика site are therefore expected to be significantly higher than at other sites.

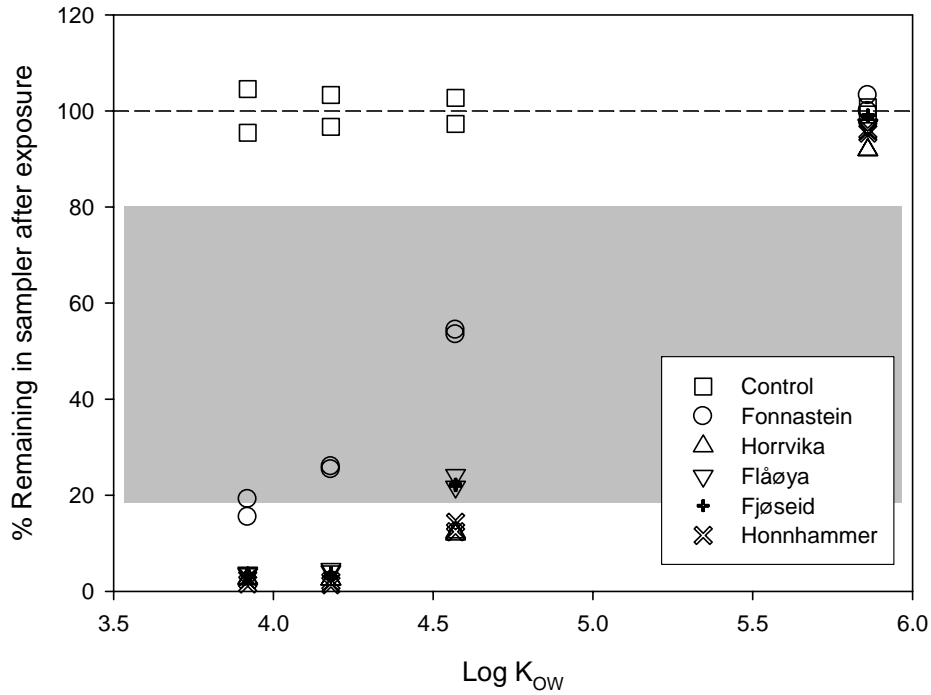


Figure 1 Percentage of PRCs remaining in the samplers after exposure

The model described above was used to estimate uptake rates for SPMDs deployed at each of the five sites. Uptake rates were reasonably similar for four of the five sites with values in the range 2-7 L d⁻¹. SPMDs deployed at Horrвика had the highest uptake rates with estimates in the range 8-14 L d⁻¹.

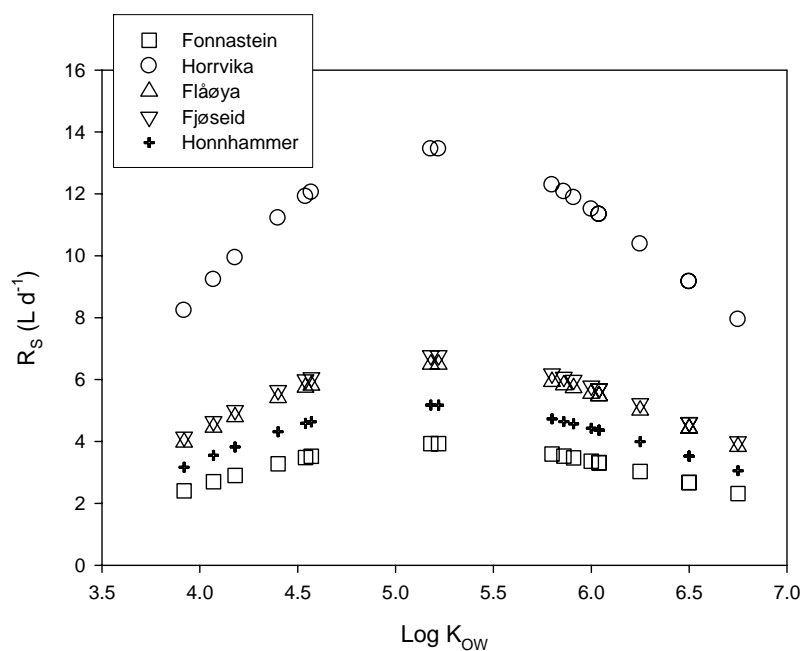


Figure 2 Modelled uptake rates, R_S ($L d^{-1}$) for the 5 sites for exposure of the passive samplers

Estimates of uptake rates are also presented in the table below for all PAHs of interest.

| <i>Analyte</i> | <i>Log K_{OW}</i> | <i>Uptake rates, R_S (L d⁻¹)</i> | | | | |
|----------------|---------------------------|---|-----------------|---------------|----------------|-------------------|
| | | <i>Fonnastein</i> | <i>Horrvika</i> | <i>Flåøya</i> | <i>Fjøseid</i> | <i>Honnhammer</i> |
| <i>ACY</i> | 4.07 | 2.70 | 9.23 | 4.46 | 4.65 | 3.55 |
| <i>ACE</i> | 3.92 | 2.41 | 8.24 | 3.97 | 4.15 | 3.17 |
| <i>FLUE</i> | 4.18 | 2.90 | 9.94 | 4.79 | 5.01 | 3.82 |
| <i>DBTHI</i> | 4.40 | 3.28 | 11.22 | 5.41 | 5.65 | 4.32 |
| <i>PHE</i> | 4.57 | 3.52 | 12.05 | 5.81 | 6.07 | 4.64 |
| <i>ANT</i> | 4.54 | 3.48 | 11.91 | 5.75 | 6.00 | 4.58 |
| <i>FLU</i> | 5.22 | 3.93 | 13.45 | 6.49 | 6.77 | 5.17 |
| <i>PYR</i> | 5.18 | 3.93 | 13.45 | 6.49 | 6.78 | 5.18 |
| <i>BaA</i> | 5.91 | 3.47 | 11.88 | 5.73 | 5.98 | 4.57 |
| <i>CHRY</i> | 5.86 | 3.53 | 12.07 | 5.82 | 6.08 | 4.64 |
| <i>BbjF</i> | 5.80 | 3.59 | 12.29 | 5.93 | 6.19 | 4.73 |
| <i>BkF</i> | 6.00 | 3.36 | 11.51 | 5.55 | 5.80 | 4.43 |
| <i>BeP</i> | 6.04 | 3.31 | 11.34 | 5.47 | 5.71 | 4.36 |
| <i>BaP</i> | 6.04 | 3.31 | 11.34 | 5.47 | 5.71 | 4.36 |
| <i>PER</i> | 6.25 | 3.03 | 10.38 | 5.01 | 5.23 | 3.99 |
| <i>ICDP</i> | 6.50 | 2.68 | 9.16 | 4.42 | 4.62 | 3.53 |
| <i>DBahA</i> | 6.75 | 2.32 | 7.94 | 3.83 | 4.00 | 3.06 |
| <i>BghiP</i> | 6.50 | 2.68 | 9.16 | 4.42 | 4.62 | 3.53 |

5.2 Bløtbunnsfauna

Fullstendige resultater for prøver av bløtbunnsfauna i Sunndalsfjorden 29-30. oktober 2008. Tallene angir antall individer i prøvene.

| | | Stasjon Grabbprøve | Stasjon SF6 | | | | Stasjon SU1 | | | | Stasjon SU2 | | | |
|-----------------|--------------------------------|-----------------------|-------------|----|-----|----|-------------|----|-----|----|-------------|----|-----|----|
| | | | I | II | III | IV | I | II | III | IV | I | II | III | IV |
| ANTHOZOA | Anthozoa indet | | | | | | 18 | 2 | 1 | | | | | |
| | Pennatulacea indet | 1 | | | | | | | | | | | | |
| | Cerianthus lloydi | 1 | | | | | | | | | | | | |
| | Edwardsia cf. danica | | 3 | | 1 | | | | | | | | | |
| | Edwardsia longicornis | 1 | | | | | | | | | | | | |
| PLATYHELMINTHES | Platyhelminthes indet | 1 | | | | | 2 | 1 | 2 | | 1 | | 1 | 1 |
| | Turbellaria indet | | | 2 | | | | | | | | | | |
| NEMERTINEA | Nemertinea indet | 5 | 4 | | 3 | | 26 | 13 | 34 | 22 | 4 | 11 | 5 | 6 |
| POLYCHAETA | Paramphinome jeffreysii | 3 | 8 | 3 | | | 22 | 28 | 14 | 36 | 10 | 20 | 15 | 18 |
| | Aphrodita aculeata | | | | | | | | | 1 | | | | |
| | Harmothoe sp | 1 | 2 | 2 | | | | 3 | 1 | 2 | 3 | 1 | 1 | |
| | Pholoe assimilis | | 16 | | | | 1 | 10 | 10 | 4 | 1 | | | 6 |
| | Pholoe baltica | 3 | 6 | | 13 | | 3 | 2 | | | | 3 | 1 | |
| | Pholoe pallida | | | | | | | | 1 | | 3 | | | 2 |
| | Sthenelais limicola | | | | | | | | | | | 1 | | |
| | Eteone cf. longa | | 1 | | 2 | | | | | | | | | |
| | Eumida bahusiensis | | 1 | | 3 | | | | | | | | | |
| | Eumida sanguinea | | | | | | | | | | 1 | | | |
| | Pseudomystides spinachia | 1 | 1 | | 4 | | | | | | 1 | | 1 | 2 |
| | Sige fusigera | | 1 | | | | | | | | | | | |
| | Nereimyra punctata | | 3 | 1 | 2 | | 2 | 2 | 1 | | 1 | | | |
| | Ophiodromus flexuosus | 2 | 3 | 5 | 2 | | 2 | 1 | 2 | 2 | | | | |
| | Exogone verugera | | | | | | | 3 | 4 | | | 3 | | |
| | Syllis sp | | 1 | 3 | | | 8 | 7 | 3 | 3 | 1 | 2 | 2 | |
| | Ceratocephale loveni | 1 | 1 | 1 | | | 1 | 3 | 2 | 4 | | 1 | | |
| | Nephtys hystericis | | | | | | | 2 | | | 4 | 4 | 3 | 7 |
| | Nephtys incisa | | | | | | | | | | | | 2 | |
| | Sphaerodorum flavum | | | | | | | | | | 1 | | | |
| | Glycera alba | 1 | 3 | 6 | 4 | | | | | | | | | |
| | Glycera lapidum | | 2 | | 2 | | | | | | | 1 | | 1 |
| | Glycera rouxii | 1 | | 1 | 2 | | 1 | | | | | 2 | | |
| | Goniada maculata | 5 | 4 | 5 | 4 | | | | | 1 | | | | |
| | Abyssoninoe hibernica | 11 | 29 | 25 | 39 | | 4 | 5 | 9 | 4 | 3 | 3 | 2 | 2 |
| | Augenaria tentaculata | | | | | | 2 | 3 | 3 | 3 | 4 | 5 | 1 | 2 |
| | Lumbrineris aniara | | | | | | | | | | | 2 | | |
| | Scoletoma fragilis | | 1 | 1 | | | | | | | | | | |
| | Drilonereis filum | | | | | | | 4 | 4 | 1 | 2 | 2 | 3 | 4 |
| | Schistomeringos cf. rudolphi | | | | | | | 1 | | | | | | |
| | Orbinia sp | | | | | | | | | | | | | 1 |
| | Phylo norvegica | | | | | | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | |
| | Scoloplos armiger | 1 | | | | | | | | | | | | |
| | Apistobranchnus tullbergi | | | | | | 1 | 1 | 5 | 2 | | | | |
| | Aricidea catherinae | | | | | | | | | | | | 4 | |
| | Levinsenia gracilis | | | | | | | 1 | 1 | 1 | | 1 | | |
| | Paradoneis eliasoni | | 1 | 5 | 13 | | 4 | 1 | 2 | | | 1 | | |
| | Paraonis gracilis | | | | | | | | | | 1 | | | |
| | Polydora cf. caeca | | | | | | | | | | 52 | 73 | 51 | 12 |
| | Prionospio cirrifera | 16 | 50 | 61 | 94 | | 14 | 5 | 21 | 14 | | 1 | | |
| | Prionospio fallax | | | 1 | | | | | | | | | | |
| | Prionospio sp | | | | | | | | | 1 | | | | |
| | Pseudopolydora paucibranchiata | | | | | | 1 | 5 | 2 | 2 | | 1 | | 3 |
| | Scolecopsis korsuni | | 1 | 1 | 5 | | 3 | 1 | | | | 1 | | 2 |
| | Spiophanes kroeyeri | 2 | 4 | 4 | 6 | | | | | | | | | |
| | Spiophanes urceolata | | | | | | | | | | 1 | | | |
| | Aphelochaeta sp | | | | | | 8 | 7 | 11 | 7 | 4 | 2 | 2 | 10 |
| | Chaetozone setosa | 3 | 10 | 8 | 17 | | | | 1 | 1 | | | | 1 |
| | Chaetozone sp | | | | | | | | | | | | 3 | 1 |
| | Cirratulus cirratus | 6 | 4 | | | | | | | | | | | |
| | Tharyx sp | | | | | | | | 4 | | | 2 | | 2 |
| | Cossura longocirrata | | | 3 | 6 | | | | | | | | | |

fortst.

| | Stasjon Grabbprøve | Stasjon SF6 | | | | Stasjon SU1 | | | | Stasjon SU2 | | | |
|----------------|-------------------------------|-------------|----|-----|----|-------------|----|-----|----|-------------|----|-----|----|
| | | I | II | III | IV | I | II | III | IV | I | II | III | IV |
| POLYCHAETA | Brada villosa | | | | | | | | | 1 | | 1 | |
| | Diplocirrus glaucus | 8 | 12 | 2 | 7 | 1 | | | 1 | | 1 | 3 | 6 |
| | Pherusa falcata | | | | 1 | | | | | | 1 | | 2 |
| | Pherusa flabellata | | | | | | | | | 1 | | 2 | |
| | Pherusa plumosa | | | | | | | 1 | | | | | |
| | Asclerocheilus sp | | | | | 5 | 2 | 10 | 1 | 3 | 3 | 3 | 5 |
| | Polyphysia crassa | | | | | 2 | | 1 | | 3 | | 3 | 6 |
| | Scalibregma inflatum | 1 | 2 | | 1 | 5 | | 3 | 3 | | | 1 | 1 |
| | Dasybranchus caducus | | | | | 2 | 4 | 7 | 10 | 6 | 11 | | 6 |
| | Dasybranchus sp | | | | | | | | | | | 10 | |
| | Heteromastus filiformis | 2 | | 4 | 1 | 31 | 17 | 15 | 17 | 8 | 14 | 8 | 4 |
| | Mediomastus fragilis | | 1 | 1 | | | | | | | | | |
| | Notomastus latericeus | 1 | | 2 | 3 | 3 | 7 | 3 | 2 | 1 | 3 | 2 | 4 |
| | Chirimia biceps | | | | | | | | | 5 | 4 | 3 | 2 |
| | Clymenura borealis | | | | | | | | | | | 1 | |
| | Euclymeninae indet | | 1 | | | | | | | | | | 1 |
| | Rhodine loveni | | | 1 | | | | | | | | 1 | |
| | Galathowenia oculata | 4 | 36 | 2 | 3 | 4 | | 2 | | 45 | 17 | 21 | 16 |
| | Pectinaria belgica | | | | | | | | | | 1 | | |
| | Ampharetidae indet | | | | 1 | | | | | | 1 | | |
| | Amphicteis gunneri | | | | | | | | | 1 | | | |
| | Amythasides macroglossus | | 3 | 5 | 6 | 1 | 2 | | | 2 | 1 | 2 | 2 |
| | Anobothrus gracilis | | 1 | | 1 | | | | | | | | |
| | Eclysippe vanelli | | | | | | | | 1 | 3 | | | |
| | Melinna elizabethae | 1 | | | | | | | | | | | |
| | Melythasides laubieri | | | | | | | | | | | | 1 |
| | Sabellides octocirrata | | 7 | | | | | 1 | | 2 | | | |
| | Samytha sexcirrata | | 1 | | | | | | | | | | |
| | Amaeana trilobata | | | | | | | | 1 | 2 | 3 | 6 | |
| | Lanassa venusta | | | | | | | | | 4 | 1 | 4 | |
| | Lysilla loveni | | 2 | | | | | | | | | | |
| | Paramphitrite tetrabranchiata | | | | | 1 | | 1 | | | | 1 | |
| | Pista cristata | | 1 | 1 | 1 | 15 | 16 | 14 | 16 | 14 | 9 | 12 | 1 |
| | Polycirrus medusa | | | 1 | | | | 2 | | 1 | | 1 | 1 |
| | Polycirrus norvegicus | | | | | | 1 | 1 | | 1 | 1 | | |
| | Polycirrus plumosus | | | 1 | 3 | | | | | | | | |
| | Streblosoma intestinalis | | | | | | | | | | 1 | | |
| | Terebellides stroemi | 1 | 9 | 2 | 6 | | 1 | 4 | | | | | |
| | Trichobranchus roseus | 2 | 9 | 4 | 6 | 3 | 4 | 2 | | | | | |
| | Chone sp | | | 1 | | | 2 | 1 | 1 | | 2 | | |
| | Jasmineira caudata | 3 | 1 | 1 | | | | | 1 | | | | |
| | Jasmineira sp | | | | | | | | | 1 | | 4 | 3 |
| PROSOBRANCHIA | Eulimella sp | | | | | | | | | | 1 | 1 | |
| | Bela sp | | | | | | | | | | | | 4 |
| | Turridae indet | | | | | | | | | | 1 | | |
| OPISTOBRANCHIA | Diaphana sp | | | | | | | | | 1 | 1 | 1 | |
| | Philine cf. quadrata | | | | | | | | | 1 | | | |
| | Philine scabra | 6 | | | | 2 | | | | | | 2 | |
| | Philine sp | | | | | 1 | | | | | | | |
| CAUDOFOVEATA | Caudofoveata indet | | | | | | 3 | 1 | 4 | 5 | 2 | 3 | 3 |
| BIVALVIA | Nucula tumidula | | | | | | | | | 1 | | | |
| | Nuculoma tenuis | | | | | | | 1 | | | | | |
| | Yoldiella lucida | | | | | | | | | 1 | | 1 | 1 |
| | Yoldiella tomlini | | | | | | | | | | 1 | | |
| | Modiolus modiolus | | | | | | | 1 | | | 1 | | 1 |
| | Batharca pectunculoides | | | | | | | | | | | 1 | 1 |
| | Limatula gwyni | | 2 | 2 | 3 | 2 | 2 | 1 | 2 | 2 | | 1 | |
| | Delectopecten vitreus | | | | | | | | | | | | 1 |
| | Pectinidae indet | | 1 | | | | | 1 | | 1 | | | 1 |
| | Thyasira cf. equalis | | | | | 76 | 87 | 74 | 69 | 42 | | | |
| | Thyasira cf. pygmaea | | 4 | | 9 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 | | | 1 |
| | Thyasira croulinensis | | | | | | | 1 | | | | | 1 |

fortst.

| | | Stasjon Grabbprøve | Stasjon SF6 | | | | Stasjon SU1 | | | | Stasjon SU2 | | | |
|---------------|---------------------------|-----------------------|-------------|----|-----|----|-------------|----|-----|----|-------------|----|-----|----|
| | | | I | II | III | IV | I | II | III | IV | I | II | III | IV |
| BIVALVIA | Montacuta tenella | | | | | | | | | | | | 4 | |
| | Mysella tumidula | | | | | | | | | | | 3 | | |
| | Astarte elliptica | | | | | | | | | | 1 | | | 1 |
| | Cardiidae indet | 1 | 1 | | 1 | | | | | | 1 | | 7 | 4 |
| | Parvicardium minimum | | | | | | | 1 | | | 1 | | | |
| | Abra alba | | | | | | | | | | 1 | | | |
| | Abra nitida | 4 | 2 | | 2 | 3 | 7 | 7 | 6 | | 15 | 24 | 20 | 32 |
| | Kelliella miliaris | | | | | 9 | 2 | 2 | 4 | | 36 | 34 | 43 | 60 |
| | Hiatella arctica | | | | | | | | | | 1 | | 1 | |
| | Thracia cf. villosiuscula | | | | 2 | | | | | | | | | |
| | Thracia sp | 3 | | | | | | | | | | | | |
| | Cardiomya costellata | | | | | | | 1 | | | | | | |
| | Tropidomya abbreviata | | | | | | 1 | 1 | 1 | | 2 | | 2 | 4 |
| SCAPHOPODA | Entalina quinquangularis | | | | | | | | | | | | | 1 |
| PYCNOGONIDA | Nymphon sp | | | | | | | | | | 1 | | | |
| OSTRACODA | Asterope mariae | | 1 | | | | | 1 | | | | | | |
| | Cypridina norvegica | | | | | 1 | | 1 | | | | | | |
| | Philomedes lilljeborgi | | | | | | | | 1 | | | | | |
| | Macrocypris minna | | | | | | | | | | | | | 1 |
| CUMACEA | Eudorella emarginata | | | | | | 1 | | | | 2 | | 1 | 3 |
| | Eudorella truncatula | 2 | 2 | | | | | | 1 | 1 | 2 | | | |
| | Leucon nasica | | | | | | | | | | | | 1 | 1 |
| | Campylaspis costata | | | | | | | 1 | | | 1 | | | |
| | Campylaspis verrucosa | | | | | | | | | | 1 | | 1 | |
| | Diastylis cornuta | | | | | | | | | | 1 | 2 | 1 | 2 |
| | Diastylodes biplicata | 1 | 1 | | | | | | | | 2 | 2 | | |
| | Diastylopsis resima | | | | | | | 2 | | | | | 2 | |
| TANAIDACEA | Tanaidacea indet | | | | | 1 | 2 | 18 | 8 | | 2 | | | |
| | Typhlotanais aequiremis | | | | | 8 | 2 | 2 | 8 | | | | | |
| ISOPODA | Gnathia maxillaris | | | | | | | | | | 2 | | | |
| | Desmosoma sp | | | | | | | 1 | | | 1 | | | |
| AMPHIPODA | Tryphosites longipes | 1 | 3 | 3 | | | 1 | | 2 | | 4 | 1 | 4 | 1 |
| | Ampelisca aequicornis | | | | | | | | | | | 5 | | |
| | Cheirocratus sp | 1 | | | | | | | | | | | | |
| | Eriopisa elongata | 2 | | | | | | | | | | | | |
| | Perioculodes longimanus | | | | | | | | | | | | | 1 |
| | Synchelidium haplocheles | | | | 1 | | | | | | 1 | | | |
| | Westwoodilla caecula | 2 | 3 | 4 | | | | | | | | | | |
| | Harpinia pectinata | 1 | 1 | 1 | | 1 | 4 | | 3 | | 1 | | | |
| | Leptophoxus falcatus | | | | | | 1 | | 3 | | | | | |
| | Eusirus longipes | | 2 | | | | | | | | | | | |
| | Podoceroopsis sophiae | | 2 | | | | | | | | | | | |
| SIPUNCULIDA | Golfingia vulgaris | | | | | 1 | | | | | | | | |
| | Golfingia cf. minuta | | | | | | | | | 1 | | 9 | 8 | 2 |
| | Golfingia sp | | | | | | | | | | 3 | | | |
| | Onchnesoma steenstrupi | | | | | | 3 | | | | 24 | 29 | 19 | 28 |
| | Phascolion strombi | | | | | 1 | 1 | | | | | 1 | 4 | 1 |
| OPHIUROIDEA | Ophiuroidea indet | | 9 | 6 | | 5 | 4 | 4 | 3 | | 8 | 3 | 3 | 3 |
| | Amphipholis squamata | | | | | | | | | | 1 | | 2 | |
| | Amphiura chiajei | | 3 | 1 | | 2 | 1 | 1 | 1 | | 3 | 1 | 2 | 2 |
| | Amphilepis norvegica | | 4 | | | | | | | | | | | |
| | Ophiura albida | | | | | | | | | | 1 | | | |
| | Ophiura carnea | | | | | | | | | | 5 | | 5 | 8 |
| ECHINOIDEA | Echinoidea indet | | | 1 | | | | | | | | | 1 | |
| | Brisaster fragilis | | | | | | | | | | | | | 1 |
| HOLOTHUROIDEA | Labidoplax buski | | 3 | | | 10 | 15 | 25 | 3 | | 9 | 14 | 10 | 12 |
| POGONOPHORA | Pogonophora indet | | | | | | | 1 | | | | | | |
| HEMICHORDATA | Hemichordata indet | | | | | 3 | | | 3 | | 1 | 2 | | |

5.3 Analyseresultater SPMD

Side nr.52/93

Norsk
 Institutt
 for
 Vannforskning

Gaustadalléen 21
 0349 Oslo
 Tel: 22 18 51 00
 Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **Sunnalsfjorden**
 Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2009-668

17.03.2010

O.nr. O 27445

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av oppdragsgiver, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-------------------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 1 | Sunnal Blank 1 | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |
| 2 | Sunnal Blank 2 | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |
| 3 | Sandvika overfl.nederst | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |
| 4 | Sandvika overfl.øverst | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |
| 5 | Oppdøl overfl.nederst | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |
| 6 | Oppdøl overfl.øverst | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |
| 7 | Flå overfl.nederst | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |

| Prøvenr Analysevariabel Enhet Metode | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|--|-----|-----|-----|-----|-------|-----|-----|
| Naftalen ng/SPMD H 2-2* | 97 | 98 | 23 | 24 | 25 | 31 | 21 |
| C1 Naftalen ng/SPMD H 2-2* | 860 | 940 | 450 | 440 | 510 | 500 | 330 |
| C2 Naftalen ng/SPMD H 2-2* | 79 | 100 | 110 | 82 | 220 | 190 | 150 |
| Acenaftylen ng/SPMD H 2-2* | <5 | <5 | <5 | <5 | 20 | 21 | 11 |
| C3 Naftalen ng/SPMD H 2-2* | i | i | i | i | sl400 | 880 | i |
| Acenaften ng/SPMD H 2-2* | <5 | <5 | 35 | 31 | 140 | 130 | 70 |
| Fluoren ng/SPMD H 2-2 | <5 | <5 | 23 | 24 | 54 | 54 | 35 |
| Dibenzotiofen ng/SPMD H 2-2* | <5 | <5 | 19 | 20 | 47 | 45 | 25 |

| | | | | | | | |
|--|---------|---------|-------|-------|----------|----------|---------|
| Fenantren ng/SPMD H 2-2* | 5,8 | 9,5 | 180 | 190 | 570 | 560 | 280 |
| Antracen ng/SPMD H 2-2* | <5 | <5 | <5 | <5 | 10 | 9,9 | <5 |
| C1 Fenantren ng/SPMD H 2-2* | <20 | <20 | 39 | 42 | 230 | 230 | 91 |
| C1 Dibenzotiofen ng/SPMD H 2-2* | <20 | <20 | <20 | <20 | 26 | 24 | <20 |
| C2 Fenantren ng/SPMD H 2-2* | <20 | <20 | 43 | 46 | 270 | 130 | 99 |
| C3 Fenantren ng/SPMD H 2-2* | <20 | <20 | <20 | <20 | 110 | s180 | 150 |
| C2 Dibenzotiofen ng/SPMD H 2-2* | <20 | <20 | <20 | <20 | 58 | 59 | 21 |
| C3 Dibenzotiofen ng/SPMD H 2-2* | <20 | <20 | <20 | <20 | 57 | 58 | 22 |
| Fluoranten ng/SPMD H 2-2* | <5 | 12 | 130 | 130 | 530 | 550 | 200 |
| Pyren ng/SPMD H 2-2* | <5 | 8,7 | 73 | 70 | 270 | 270 | 90 |
| Benz(a)antracen ng/SPMD H 2-2* | <5 | <5 | 31 | 27 | 38 | 41 | 14 |
| Chrysen ng/SPMD H 2-2* | <5 | <5 | 30 | 51 | 82 | 82 | 24 |
| Benzo(b+j)fluoranten ng/SPMD H 2-2* | <5 | <5 | 140 | 130 | 86 | 89 | 36 |
| Benzo(k)fluoranten ng/SPMD H 2-2* | <5 | <5 | 35 | 32 | 20 | 21 | 8,3 |
| Benzo(e)pyren ng/SPMD H 2-2* | <5 | <5 | 87 | 81 | 49 | 50 | 22 |
| Benzo(a)pyren ng/SPMD H 2-2* | <5 | <5 | 28 | 26 | 10 | 10 | <5 |
| Perylen ng/SPMD H 2-2* | <5 | <5 | 10 | 9,0 | 5,6 | 5,5 | <5 |
| Indeno(1,2,3cd)pyren ng/SPMD H 2-2* | <5 | <5 | 47 | 40 | 13 | 13 | 6,7 |
| Dibenz(ac+ah)antrac. ng/SPMD H 2-2* | <5 | <5 | 13 | 11 | <5 | <5 | <5 |
| Benzo(ghi)perylene ng/SPMD H 2-2* | <5 | <5 | 59 | 51 | 15 | 14 | 7,5 |
| Sum PAH ng/SPMD Beregnet | <1246,8 | <1363,2 | <1695 | <1647 | s<4870,6 | s<4252,4 | <1753,5 |
| Sum PAH16 ng/SPMD Beregnet | <172,8 | <188,2 | <857 | <847 | <1888 | <1900,9 | <818,5 |

s : Det er knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.

i : Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

* : Metoden er ikke akkreditert.

Kommentarer

- 1 PAH s=forbindelsene er delvis dekket av en interferens i kromatogrammet av prøven.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2009-668

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-------------------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 1 | Sunddal Blank 1 | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |
| 2 | Sunddal Blank 2 | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |
| 3 | Sandvika overfl.nederst | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |
| 4 | Sandvika overfl.øverst | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |
| 5 | Oppdøl overfl.nederst | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |
| 6 | Oppdøl overfl.øverst | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |
| 7 | Flå overfl.nederst | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |

| Prøvenr | Analysevariabel | Enhet | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|---------|-------------------|------------|---------|---------|------|------|-------|-------|-------|
| | Sum KPAH | ng/SPMD | <132 | <133 | 347 | 341 | <279 | <292 | <120 |
| | Beregnet | | | | | | | | |
| | Sum NPD | ng/SPMD | <1166,8 | <1272,5 | <944 | <924 | ≤3523 | ≤2887 | <1209 |
| | Beregnet* | | | | | | | | |
| | Acenafteen-D10 | ng/SPMD H- | 2966 | 3249 | 596 | 480 | 86 | 78 | 121 |
| | 2-2* | | | | | | | | |
| | Fluoren d10 | ng/SPMD H | 1131 | 1209 | 304 | 297 | 29 | 29 | 54 |
| | 2-2* | | | | | | | | |
| | Fenantren D10 | ng/SPMD H | 1239 | 1308 | 693 | 681 | 151 | 157 | 308 |
| | 2-2* | | | | | | | | |
| | Chrysen D12 | ng/SPMD H | 872 | 885 | 907 | 878 | 807 | 807 | 853 |
| | 2-2* | | | | | | | | |
| | Benzo(e)pyren D12 | ng/SPMD H | 53 | 54 | 56 | 54 | 53 | 52 | 54 |
| | 2-2* | | | | | | | | |

s : Det er knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.

* : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2009-668

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-------------------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 8 | Flå overfl. øverst | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |
| 9 | Fjøseid overfl.nederst | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |
| 10 | Fjøseid overfl.øverst | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |
| 11 | Hunndham overfl.nederst | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |
| 12 | Hunndham overfl.øverst | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |

| Analysevariabel | Prøvenr | | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
|----------------------|---------|----------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | Enhet | Metode | | | | | |
| Naftalen | ng/SPMD | H 2-2* | 20 | 17 | 18 | 25 | 24 |
| C1 Naftalen | ng/SPMD | H 2-2* | 92 | 73 | 69 | 100 | 100 |
| C2 Naftalen | ng/SPMD | H 2-2* | 150 | 170 | 120 | 290 | 230 |
| Acenaftylen | ng/SPMD | H 2-2* | 10 | 8,0 | 9,1 | 11 | 10 |
| C3 Naftalen | ng/SPMD | H 2-2* | i | 620 | 1100 | 1700 | 1200 |
| Acenaften | ng/SPMD | H 2-2* | 70 | 59 | 56 | 77 | 68 |
| Fluoren | ng/SPMD | H 2-2 | 36 | 31 | 31 | 41 | 40 |
| Dibenzotiofen | ng/SPMD | H 2-2* | 26 | 20 | 21 | 28 | 28 |
| Fenantren | ng/SPMD | H 2-2* | 310 | 240 | 250 | 360 | 360 |
| Antracen | ng/SPMD | H 2-2* | 5,1 | <5 | <5 | 6,9 | 6,2 |
| C1 Fenantren | ng/SPMD | H 2-2* | 100 | 98 | 100 | 230 | 230 |
| C1 Dibenzotiofen | ng/SPMD | H 2-2* | <20 | <20 | <20 | 22 | 22 |
| C2 Fenantren | ng/SPMD | H 2-2* | 110 | 120 | 130 | 350 | 360 |
| C3 Fenantren | ng/SPMD | H 2-2* | i | i | i | i | i |
| C2 Dibenzotiofen | ng/SPMD | H 2-2* | 26 | 24 | 26 | 59 | 56 |
| C3 Dibenzotiofen | ng/SPMD | H 2-2* | 24 | 25 | 29 | 52 | 62 |
| Fluoranten | ng/SPMD | H 2-2* | 220 | 180 | 190 | 340 | 350 |
| Pyren | ng/SPMD | H 2-2* | 100 | 82 | 86 | 170 | 170 |
| Benz(a)antracen | ng/SPMD | H 2-2* | 17 | 13 | 14 | 23 | 24 |
| Chrysen | ng/SPMD | H 2-2* | 29 | 24 | 24 | 49 | 52 |
| Benzo(b+j)fluoranten | ng/SPMD | H 2-2* | 41 | 32 | 32 | 53 | 54 |
| Benzo(k)fluoranten | ng/SPMD | H 2-2* | 9,3 | 7,3 | 7,2 | 12 | 12 |
| Benzo(e)pyren | ng/SPMD | H 2-2* | 25 | 19 | 20 | 31 | 31 |
| Benzo(a)pyren | ng/SPMD | H 2-2* | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Perylen | ng/SPMD | H 2-2* | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Indeno(1,2,3cd)pyren | ng/SPMD | H 2-2* | 7,4 | 6,3 | 5,7 | 8,4 | 9,0 |
| Dibenz(ac+ah)antrac. | ng/SPMD | H 2-2* | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Benzo(ghi)perylene | ng/SPMD | H 2-2* | 8,3 | 6,5 | 5,9 | 8,5 | 8,3 |
| Sum PAH | ng/SPMD | Beregnet | <1471,1 | <1915,1 | <2383,9 | <4061,8 | <3521,5 |
| Sum PAH16 | ng/SPMD | Beregnet | <893,1 | <721,1 | <743,9 | <1194,8 | <1197,5 |

i : Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

* : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2009-668

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-------------------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 8 | Flå overfl. øverst | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |
| 9 | Fjøseid overfl.nederst | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |
| 10 | Fjøseid overfl.øverst | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |
| 11 | Hunndham overfl.nederst | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |
| 12 | Hunndham overfl.øverst | 2008.05.12 | 2009.04.15 | 2009.06.29-2009.07.03 |

| Analysevariabel | Enhet | Prøvenr Metode | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
|-------------------|---------|-------------------|--------|--------|--------|--------|------|
| | | | <133,7 | <109,6 | <110,9 | <180,4 | <185 |
| Sum KPAH | ng/SPMD | Beregnet | | | | | |
| Sum NPd | ng/SPMD | Beregnet * | <878 | <1427 | <1883 | 3216 | 2672 |
| Acenaften-D10 | ng/SPMD | H-2-2* | 111 | 105 | 91 | 77 | 48 |
| Fluoren d10 | ng/SPMD | H 2-2* | 48 | 45 | 39 | 24 | 16 |
| Fenantren D10 | ng/SPMD | H 2-2* | 277 | 284 | 280 | 183 | 158 |
| Chrysen D12 | ng/SPMD | H 2-2* | 851 | 868 | 871 | 843 | 838 |
| Benzo(e)pyren D12 | ng/SPMD | H 2-2* | 54 | 55 | 55 | 55 | 54 |

* : Metoden er ikke akkreditert.

Norsk institutt for vannforskning

Kristoffer Næs

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2009-668

(fortsettelse av tabellen):

VEDLEGG

SUM PAH16 omfatter flg forbindelser: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(b+j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, benzo(ghi)perylene.

SUM NPD er summen av naftalen, fenantren, dibenzotiofen, C₁-C₃-naftalener, C₁-C₃-fenantrener og C₁-C₃-dibenzotiofener.

SUM KPAH er summen av benz(a)antracen, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, chrysen og naftalen¹. Disse har potensielt kreftfremkallende egenskaper i mennesker i flg International Agency for Research on Cancer, IARC (1987, Chrysen og naftalen fra 2007). De tilhører IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynlig + trolig carcinogene). Chrysen og naftalen ble inkludert i våre rapporter f.o.m. 18.09.2008.

SUM PAH er summen av alle PAH-forbindelser som inngår i denne rapporten.

¹ Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper

5.4 Analyseresultater sedimenter

Side nr.58/93

Norsk
Institutt
for
Vannforskning

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **Sunndalsfjorden**
Adresse

Deres referanse:
IAL

Vår referanse:
Rekv.nr. 2009-875
O.nr. O 27445

Dato
17.03.2010

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av oppdragsgiver, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 1 | SU 1 P1 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 2 | SU 1 P2 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 3 | SU 1 P3 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 4 | SU 1 P4 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 5 | SU 1 P5 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 6 | SF 6 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 7 | SF 12 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |

| Analysevariabel | Enhet | Prøvenr Metode | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|---------------------|------------|-------------------|-------|------|------|------|------|------|------|
| Kornfordeling <63µm | % t.v. | Intern* | 90 | 90 | 91 | 89 | 91 | 60 | 50 |
| Karbon, org. total | µg C/mg TS | G 6 | 13,0 | 14,6 | 14,6 | 13,4 | 17,2 | 26,7 | 25,7 |
| Sølv | µg/g | E 9-5 | <0,5 | | | | | | |
| Arsen | µg/g | E 9-5 | 6 | | | | | | |
| Kadmium | µg/g | E 9-5 | <0,2 | | | | | | |
| Krom | µg/g | E 9-5 | 72,8 | | | | | | |
| Kobber | µg/g | E 9-5 | 39,0 | | | | | | |
| Kvikksølv | µg/g | E 4-3 | 0,029 | | | | | | |
| Nikkel | µg/g | E 9-5 | 46,7 | | | | | | |
| Bly | µg/g | E 9-5 | 13 | | | | | | |
| Sink | µg/g | E 9-5 | 71,0 | | | | | | |
| PCB-28 | µg/kg t.v. | H 3-3 | <0,5 | | | | | | |
| PCB-52 | µg/kg t.v. | H 3-3 | <0,5 | | | | | | |
| PCB-101 | µg/kg t.v. | H 3-3 | <0,5 | | | | | | |
| PCB-118 | µg/kg t.v. | H 3-3 | <0,5 | | | | | | |
| PCB-105 | µg/kg t.v. | H 3-3 | <0,5 | | | | | | |
| PCB-153 | µg/kg t.v. | H 3-3 | <2 | | | | | | |
| PCB-138 | µg/kg t.v. | H 3-3 | <0,5 | | | | | | |
| PCB-156 | µg/kg t.v. | H 3-3 | <0,5 | | | | | | |
| PCB-180 | µg/kg t.v. | H 3-3 | <0,5 | | | | | | |

| | | | | | | | | | |
|-----------------|-------|---------------|------|--|--|--|--|--|--|
| PCB-209 | µg/kg | t.v. H 3-3 | <0,5 | | | | | | |
| Sum PCB | µg/kg | t.v. Beregnet | <6,5 | | | | | | |
| Seven Dutch | µg/kg | t.v. Beregnet | <5 | | | | | | |
| Pentaklorbenzen | µg/kg | t.v. H 3-3 | <0,3 | | | | | | |
| Alfa-HCH | µg/kg | t.v. H 3-3 | <0,5 | | | | | | |
| Hexaklorbenzen | µg/kg | t.v. H 3-3 | 0,44 | | | | | | |

* : Metoden er ikke akkreditert.

Kommentarer

- 1 Metallresultatene er oppgitt på tørrvekt.
 PCB: Et sertifisert referansemateriale ble analysert parallelt med prøvene. Resultatet for CB52, CB105 og CB156 var høyere enn øvre aksjonsgrense.
 CB52 og CB153 var dekket av en interferens i kromatogrammet av prøvene. Det er derfor satt høyere deteksjonsgrense enn normalt for disse forbindelsene.
 SnOrg: Et sertifisert referansemateriale ble analysert parallelt med prøvene. Resultatet for TBT var lavere enn nedre aksjonsgrense. Årsaken antas å skyldes lite innveid materiale, samt at referansematerialet var relativt gammelt.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2009-875

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 1 | SU 1 P1 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 2 | SU 1 P2 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 3 | SU 1 P3 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 4 | SU 1 P4 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 5 | SU 1 P5 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 6 | SF 6 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 7 | SF 12 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |

| Prøvenr Analysevariabel Enhet Metode | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|---|------|------|------|------|------|------|------|
| Gamma-HCH µg/kg t.v. H 3-3 | <0,5 | | | | | | |
| Oktaklorstyren µg/kg t.v. H 3-3 | <0,5 | | | | | | |
| 4,4-DDE µg/kg t.v. H 3-3 | <0,5 | | | | | | |
| 4,4-DDD µg/kg t.v. H 3-3 | <1 | | | | | | |
| Naftalen i sediment µg/kg t.v. H 2-3 | 95 | 120 | 140 | 65 | 150 | 480 | 800 |
| Acenaftilen µg/kg t.v. H 2-3 | <2 | 2,4 | 2,7 | <2 | 2,8 | 9,1 | 6,5 |
| Acenaften µg/kg t.v. H 2-3 | 190 | 250 | 260 | 160 | 290 | 860 | 1300 |
| Fluoren µg/kg t.v. H 2-3 | 150 | 160 | 180 | 100 | 180 | 550 | 880 |
| Dibenzotiofen µg/kg t.v. H 2-3 | 60 | 76 | 79 | 48 | 78 | 250 | 370 |
| Fenantren µg/kg t.v. H 2-3 | 980 | 1200 | 1200 | 740 | 1200 | 3700 | 5300 |
| Antracen µg/kg t.v. H 2-3 | 160 | 210 | 220 | 110 | 230 | 710 | 1000 |
| Fluoranten µg/kg t.v. H 2-3 | 1600 | 2000 | 1900 | 1300 | 2000 | 6500 | 8100 |
| Pyren µg/kg t.v. H 2-3 | 1400 | 1700 | 1600 | 1100 | 1600 | 5300 | 6700 |
| Benz(a)antracen µg/kg t.v. H 2-3 | 940 | 1200 | 1300 | 820 | 1300 | 5600 | 5900 |

| | | | | | | | |
|--|--------|---------|---------|--------|---------|---------|---------|
| Chrysen µg/kg t.v. H 2-3 | 1500 | 1500 | 1400 | 960 | 1500 | 8700 | 6000 |
| Benzo(b+j)fluoranten µg/kg t.v. H 2-3 | 1900 | 2300 | 2300 | 1500 | 2500 | 11000 | 10000 |
| Benzo(k)fluoranten µg/kg t.v. H 2-3 | 2000 | 800 | 800 | 540 | 830 | 3400 | 3200 |
| Benzo(e)pyren µg/kg t.v. H 2-3 | 1100 | 1300 | 1300 | 870 | 1400 | 6200 | 5800 |
| Benzo(a)pyren µg/kg t.v. H 2-3 | 1200 | 1600 | 1600 | 1100 | 1700 | 5800 | 7200 |
| Perylen µg/kg t.v. H 2-3 | 340 | 430 | 380 | 260 | 450 | 1300 | 1700 |
| Indeno(1,2,3cd)pyren µg/kg t.v. H 2-3 | 1400 | 1700 | 1500 | 920 | 1700 | 5500 | 5100 |
| Dibenz(ac+ah)antrac. µg/kg t.v. H 2-3 | 350 | 410 | 350 | 220 | 420 | 1500 | 1300 |
| Benzo(ghi)perylene µg/kg t.v. H 2-3 | 1500 | 1800 | 1600 | 1000 | 1800 | 5900 | 5500 |
| Sum PAH µg/kg t.v. Beregnet | <16867 | 18758,4 | 18111,7 | <11815 | 19330,8 | 73259,1 | 76156,5 |
| Sum PAH16 µg/kg t.v. Beregnet | <15367 | 16952,4 | 16352,7 | <10637 | 17402,8 | 65509,1 | 68286,5 |
| Sum KPAH µg/kg t.v. Beregnet | 9385 | 9630 | 9390 | 6125 | 10100 | 41980 | 39500 |
| Monobutyltinn µg MBT/kg H 14-1* | <3 | | | | | | |
| Dibutyltinn µg/kg t.v. H 14-1* | <1 | | | | | | |
| Tributyltinn µg/kg t.v. H 14-1* | <1 | | | | | | |
| Monophenyltinn µg/kg t.v. H 14-1* | <1 | | | | | | |

* : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2009-875

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 1 | SU 1 P1 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 2 | SU 1 P2 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 3 | SU 1 P3 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 4 | SU 1 P4 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 5 | SU 1 P5 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 6 | SF 6 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 7 | SF 12 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |

| Analysevariabel | Enhet | Prøvenr Metode | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|-----------------|-------|-------------------|----|---|---|---|---|---|---|
| Diphenyltinn | µg/kg | t.v. H 14-1* | <3 | | | | | | |
| Triphenyltinn | µg/kg | t.v. H 14-1* | <1 | | | | | | |

* : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2009-875

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode | | | | | |
|---------------------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|------|------|------|-------|-----|
| 8 | SF 10 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 | | | | | |
| 9 | SF 16 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 | | | | | |
| 10 | SF 15 P1 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 | | | | | |
| 11 | SF 15 P2 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 | | | | | |
| 12 | SF 15 P3 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 | | | | | |
| 13 | SF 14 P1 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 | | | | | |
| 14 | SF 14 P2 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 | | | | | |
| Analysevariabel | Enhet | Prøvenr Metode | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 |
| Kornfordeling <63µm | % t.v. | Intern* | 51 | 95 | 96 | 96 | 95 | 78 | 54 |
| Karbon, org. total | µg C/mg TS | G 6 | 29,6 | 14,6 | 11,6 | 12,8 | 11,3 | 10,2 | 9,0 |
| Sølv | µg/g | E 9-5 | <0,5 | | | | | <0,5 | |
| Arsen | µg/g | E 9-5 | 5 | | | | | 6 | |
| Kadmium | µg/g | E 9-5 | 0,2 | | | | | <0,2 | |
| Krom | µg/g | E 9-5 | 35,6 | | | | | 74,6 | |
| Kobber | µg/g | E 9-5 | 38,9 | | | | | 46,3 | |
| Kvikksølv | µg/g | E 4-3 | 0,071 | | | | | 0,021 | |
| Nikkel | µg/g | E 9-5 | 70,8 | | | | | 45,4 | |
| Bly | µg/g | E 9-5 | 20 | | | | | 13 | |
| Sink | µg/g | E 9-5 | 73,2 | | | | | 74,7 | |
| PCB-28 | µg/kg v.v. | H 3-4 | | | | | | 0,09 | |
| PCB-28 | µg/kg t.v. | H 3-3 | <0,5 | | | | | | |
| PCB-52 | µg/kg v.v. | H 3-4 | | | | | | 1,9 | |
| PCB-52 | µg/kg t.v. | H 3-3 | <2 | | | | | | |
| PCB-101 | µg/kg t.v. | H 3-3 | 1,7 | | | | | <0,5 | |
| PCB-118 | µg/kg t.v. | H 3-3 | 1,2 | | | | | <0,5 | |
| PCB-105 | µg/kg t.v. | H 3-3 | 1,5 | | | | | <0,5 | |
| PCB-153 | µg/kg t.v. | H 3-3 | <5 | | | | | <3 | |
| PCB-138 | µg/kg t.v. | H 3-3 | 2,0 | | | | | <0,5 | |
| PCB-156 | µg/kg t.v. | H 3-3 | <0,5 | | | | | <0,5 | |
| PCB-180 | µg/kg t.v. | H 3-3 | 0,55 | | | | | <0,5 | |
| PCB-209 | µg/kg t.v. | H 3-3 | <0,5 | | | | | <0,5 | |
| Sum PCB | µg/kg t.v. | | <15,45 | | | | | <6,5 | |
| Beregnet | | | | | | | | | |
| Sum PCB | µg/kg v.v. | | | | | | | 1,99 | |
| Beregnet | | | | | | | | | |
| Seven Dutch | µg/kg t.v. | | <12,95 | | | | | <5 | |
| Beregnet | | | | | | | | | |
| Seven Dutch | µg/kg v.v. | | | | | | | 1,99 | |
| Beregnet | | | | | | | | | |
| Pentaklorbenzen | µg/kg t.v. | H 3-3 | 0,45 | | | | | <0,3 | |
| Alfa-HCH | µg/kg t.v. | H 3-3 | <0,5 | | | | | <0,5 | |
| Hexaklorbenzen | µg/kg t.v. | H 3-3 | 3,0 | | | | | <0,3 | |

* : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2009-875

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 8 | SF 10 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 9 | SF 16 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 10 | SF 15 P1 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 11 | SF 15 P2 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 12 | SF 15 P3 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 13 | SF 14 P1 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 14 | SF 14 P2 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |

| Prøvenr | Analysevariabel | Enhet | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 |
|---------|---------------------|------------|------|-----|-----|-----|-----|------|-----|
| | Gamma-HCH | µg/kg t.v. | <0,5 | | | | | <0,5 | |
| | H 3-3 | | | | | | | | |
| | Oktaklorstyren | µg/kg t.v. | <0,5 | | | | | <0,5 | |
| | H 3-3 | | | | | | | | |
| | 4,4-DDE | µg/kg t.v. | <0,5 | | | | | <0,5 | |
| | H 3-3 | | | | | | | | |
| | 4,4-DDD | µg/kg t.v. | <1 | | | | | <1 | |
| | H 3-3 | | | | | | | | |
| | Naftalen i sediment | µg/kg t.v. | 470 | 23 | 27 | 46 | 39 | 28 | 19 |
| | H 2-3 | | | | | | | | |
| | Acenaftalen | µg/kg t.v. | 14 | <2 | <2 | <2 | 2,5 | <2 | <2 |
| | H 2-3 | | | | | | | | |
| | Acenaften | µg/kg t.v. | 780 | 39 | 54 | 83 | 61 | 49 | 37 |
| | H 2-3 | | | | | | | | |
| | Fluoren | µg/kg t.v. | 530 | 29 | 37 | 62 | 55 | 39 | 27 |
| | H 2-3 | | | | | | | | |
| | Dibenzotiofen | µg/kg t.v. | 250 | 13 | 16 | 24 | 22 | 16 | 11 |
| | H 2-3 | | | | | | | | |
| | Fenantren | µg/kg t.v. | 3600 | 200 | 260 | 380 | 340 | 250 | 180 |
| | H 2-3 | | | | | | | | |
| | Antracen | µg/kg t.v. | 840 | 27 | 44 | 48 | 51 | 34 | 23 |
| | H 2-3 | | | | | | | | |
| | Fluoranten | µg/kg t.v. | 7400 | 320 | 440 | 660 | 580 | 430 | 320 |
| | H 2-3 | | | | | | | | |
| | Pyren | µg/kg t.v. | 5600 | 270 | 370 | 560 | 490 | 380 | 290 |
| | H 2-3 | | | | | | | | |
| | Benz(a)antracen | µg/kg t.v. | 7500 | 230 | 300 | 350 | 320 | 230 | 190 |
| | H 2-3 | | | | | | | | |

| | | | | | | | | |
|-------------------------------|------------|--------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|
| Chrysen H 2-3 | µg/kg t.v. | 17000 | 250 | 320 | 470 | 390 | 330 | 260 |
| Benzo(b+j)fluoranten H 2-3 | µg/kg t.v. | 20000 | 440 | 600 | 830 | 700 | 600 | 510 |
| Benzo(k)fluoranten H 2-3 | µg/kg t.v. | 6000 | 150 | 210 | 300 | 260 | 220 | 180 |
| Benzo(e)pyren H 2-3 | µg/kg t.v. | 11000 | 250 | 350 | 470 | 410 | 350 | 290 |
| Benzo(a)pyren H 2-3 | µg/kg t.v. | 7200 | 200 | 380 | 500 | 460 | 390 | 320 |
| Perylen H 2-3 | µg/kg t.v. | 1500 | 29 | 96 | 130 | 100 | 100 | 81 |
| Indeno(1,2,3cd)pyren H 2-3 | µg/kg t.v. | 7700 | 300 | 360 | 520 | 440 | 400 | 340 |
| Dibenz(ac+ah)antrac. H 2-3 | µg/kg t.v. | 2400 | 76 | 86 | 110 | 95 | 83 | 70 |
| Benzo(ghi)perylene H 2-3 | µg/kg t.v. | 8900 | 320 | 390 | 560 | 470 | 470 | 390 |
| Sum PAH Beregnet | µg/kg t.v. | 108684 | <3168 | <4342 | <6105 | 5285,5 | <4401 | <3540 |
| Sum PAH16 Beregnet | µg/kg t.v. | 95934 | <2876 | <3880 | <5481 | 4753,5 | <3935 | <3158 |
| Sum KPAH Beregnet | µg/kg t.v. | 68270 | 1669 | 2283 | 3126 | 2704 | 2281 | 1889 |
| Monobutyltinn H 14-1* | µg MBT/kg | | | | | | <2 | |
| Dibutyltinn H 14-1* | µg/kg t.v. | | | | | | <2 | |
| Tributyltinn H 14-1* | µg/kg t.v. | | | | | | <2 | |
| Monophenyltinn H 14-1* | µg/kg t.v. | | | | | | <2 | |

* : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2009-875

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 8 | SF 10 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 9 | SF 16 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 10 | SF 15 P1 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 11 | SF 15 P2 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 12 | SF 15 P3 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 13 | SF 14 P1 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 14 | SF 14 P2 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |

| Analysevariabel | Enhet | Prøvenr Metode | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 |
|-----------------|-------|-------------------|---|---|----|----|----|----|----|
| Diphenyltinn | µg/kg | t.v. H 14-1* | | | | | | i | |
| Triphenyltinn | µg/kg | t.v. H 14-1* | | | | | | <2 | |

i : Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

* : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2009-875

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 15 | SF 14 P3 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 16 | SF 13 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 17 | SF 11 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 18 | SU 2 P1 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 19 | SU 2 P2 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 20 | SU 2 P3 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |

| Analysevariabel | Enhet | Prøvenr Metode | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 |
|---------------------|------------|-------------------|------|-------|-------|------|------|------|
| Kornfordeling <63µm | % t.v. | Intern* | 83 | 60 | 50 | 92 | 93 | 92 |
| Karbon, org. total | µg C/mg TS | G 6 | 11,3 | 17,2 | 22,9 | 14,3 | 11,4 | 13,0 |
| Sølv | µg/g | E 9-5 | | <0,5 | <0,5 | | | |
| Arsen | µg/g | E 9-5 | | 5 | 2 | | | |
| Kadmium | µg/g | E 9-5 | | <0,2 | <0,2 | | | |
| Krom | µg/g | E 9-5 | | 48,9 | 43,4 | | | |
| Kobber | µg/g | E 9-5 | | 30,9 | 33,1 | | | |
| Kvikksølv | µg/g | E 4-3 | | 0,027 | 0,043 | | | |
| Nikkel | µg/g | E 9-5 | | 36,8 | 46,8 | | | |
| Bly | µg/g | E 9-5 | | 10 | 18 | | | |
| Sink | µg/g | E 9-5 | | 57,8 | 64,8 | | | |
| PCB-28 | µg/kg t.v. | H 3-3 | | <0,5 | 2,4 | | | |
| PCB-52 | µg/kg t.v. | H 3-3 | | <1 | <2 | | | |
| PCB-101 | µg/kg t.v. | H 3-3 | | <0,5 | <0,5 | | | |
| PCB-118 | µg/kg t.v. | H 3-3 | | <0,5 | <0,5 | | | |
| PCB-105 | µg/kg t.v. | H 3-3 | | <0,5 | <0,5 | | | |
| PCB-153 | µg/kg t.v. | H 3-3 | | <3 | <1 | | | |
| PCB-138 | µg/kg t.v. | H 3-3 | | | <0,5 | | | |
| PCB-156 | µg/kg t.v. | H 3-3 | | <0,5 | <0,5 | | | |
| PCB-180 | µg/kg t.v. | H 3-3 | | <0,5 | <0,5 | | | |
| PCB-209 | µg/kg t.v. | H 3-3 | | <0,5 | <0,5 | | | |
| Sum PCB | µg/kg t.v. | Beregnet | | <7,5 | <8,9 | | | |
| Seven Dutch | µg/kg t.v. | Beregnet | | <6 | <7,4 | | | |
| Pentaklorbenzen | µg/kg t.v. | H 3-3 | | <0,3 | <0,3 | | | |
| Alfa-HCH | µg/kg t.v. | H 3-3 | | <0,5 | | | | |
| Hexaklorbenzen | µg/kg t.v. | H 3-3 | | 0,66 | 0,67 | | | |

* : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2009-875

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 15 | SF 14 P3 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 16 | SF 13 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 17 | SF 11 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 18 | SU 2 P1 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 19 | SU 2 P2 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 20 | SU 2 P3 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |

| Prøvenr Analysevariabel Metode | Enhet | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 |
|--------------------------------------|--------------|-----|------|------|-----|-----|-----|
| Gamma-HCH 3-3 | µg/kg t.v. H | | <0,5 | <0,5 | | | |
| Oktaklorstyren 3-3 | µg/kg t.v. H | | <0,5 | <0,5 | | | |
| 4,4-DDE 3-3 | µg/kg t.v. H | | <0,5 | <0,5 | | | |
| 4,4-DDD 3-3 | µg/kg t.v. H | | <1 | <1 | | | |
| Naftalen i sediment 2-3 | µg/kg t.v. H | 48 | 360 | 400 | 23 | 13 | 28 |
| Acenaftalen 2-3 | µg/kg t.v. H | <2 | 4,3 | 5,6 | <2 | <2 | <2 |
| Acenaften 2-3 | µg/kg t.v. H | 86 | 670 | 810 | 48 | 26 | 54 |
| Fluoren 2-3 | µg/kg t.v. H | 61 | 510 | 550 | 38 | 22 | 42 |
| Dibenzotiofen 2-3 | µg/kg t.v. H | 22 | 200 | 240 | 15 | 9,1 | 17 |
| Fenantren 2-3 | µg/kg t.v. H | 360 | 3000 | 3500 | 240 | 140 | 270 |
| Antracen 2-3 | µg/kg t.v. H | 47 | 540 | 660 | 35 | 21 | 34 |
| Fluoranten 2-3 | µg/kg t.v. H | 590 | 4700 | 6000 | 410 | 240 | 470 |
| Pyren 2-3 | µg/kg t.v. H | 510 | 3900 | 4900 | 360 | 230 | 410 |
| Benz(a)antracen 2-3 | µg/kg t.v. H | 320 | 2600 | 3400 | 270 | 160 | 280 |
| Chrysen 2-3 | µg/kg t.v. H | 430 | 3300 | 5000 | 390 | 220 | 380 |

| | | | | | | | |
|-----------------------------|--------------|-------|---------|---------|-------|---------|-------|
| Benzo(b+j)fluoranten 2-3 | µg/kg t.v. H | 760 | 5400 | 7400 | 610 | 430 | 640 |
| Benzo(k)fluoranten 2-3 | µg/kg t.v. H | 270 | 1800 | 2300 | 220 | 150 | 230 |
| Benzo(e)pyren 2-3 | µg/kg t.v. H | 440 | 3100 | 4300 | 350 | 250 | 370 |
| Benzo(a)pyren 2-3 | µg/kg t.v. H | 510 | 3800 | 4800 | 400 | 280 | 430 |
| Perylen 2-3 | µg/kg t.v. H | 130 | 860 | 1100 | 83 | 72 | 92 |
| Indeno(1,2,3cd)pyren 2-3 | µg/kg t.v. H | 470 | 2900 | 4000 | 410 | 300 | 430 |
| Dibenz(ac+ah)antrac. 2-3 | µg/kg t.v. H | 100 | 710 | 960 | 85 | 68 | 91 |
| Benzo(ghi)perylene 2-3 | µg/kg t.v. H | 540 | 3200 | 4300 | 450 | 340 | 460 |
| Sum PAH Beregnet | µg/kg t.v. | <5696 | 41554,3 | 54625,6 | <4439 | <2973,1 | <4730 |
| Sum PAH16 Beregnet | µg/kg t.v. | <5104 | 37394,3 | 48985,6 | <3991 | <2642 | <4251 |
| Sum KPAH Beregnet | µg/kg t.v. | 2908 | 20870 | 28260 | 2408 | 1621 | 2509 |
| Monobutyltinn 14-1* | µg MBT/kg H | | 2,2 | 9,4 | | | |
| Dibutyltinn 14-1* | µg/kg t.v. H | | <2 | 7,7 | | | |
| Tributyltinn 14-1* | µg/kg t.v. H | | <2 | 28 | | | |
| Monophenyltinn 14-1* | µg/kg t.v. H | | <2 | <1 | | | |

* : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2009-875

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 15 | SF 14 P3 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 16 | SF 13 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 17 | SF 11 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 18 | SU 2 P1 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 19 | SU 2 P2 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |
| 20 | SU 2 P3 | | 2009.05.11 | 2009.05.19-2009.06.19 |

| Analysevariabel | Enhet | Prøvenr Metode | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 |
|-----------------|-------|-------------------|----|----|----|----|----|----|
| Diphenyltinn | µg/kg | t.v. H 14-1* | | <3 | i | | | |
| Triphenyltinn | µg/kg | t.v. H 14-1* | | <2 | <1 | | | |

i : Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

* : Metoden er ikke akkreditert.

Norsk institutt for vannforskning

Kristoffer Næs

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2009-875

(fortsettelse av tabellen):

VEDLEGG

SUM PCB er summen av polyklorete bifenyler som inngår i denne rapporten.

Seven dutch er summen av polyklorete bifenyler 28,52,101,118,138,153 og 180.

SUM PAH16 omfatter flg forbindelser: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(b+j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, benzo(ghi)perylene.

SUM KPAH er summen av benz(a)antracen, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, chrysen og naftalen². Disse har potensielt kreftfremkallende egenskaper i mennesker i flg International Agency for Research on Cancer, IARC (1987, Chrysen og naftalen fra 2007). De tilhører IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynlig + trolig carcinogene). Chrysen og naftalen ble inkludert i våre rapporter f.o.m. 18.09.2008.

SUM PAH er summen av alle PAH-forbindelser som inngår i denne rapporten.

² Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper

5.5 Analyseresultater krabbeklør og krabbeinnmat

Side nr.72/93

Norsk
Institutt
for
Vannforskning

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **Sunnalsfjorden**
Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2009-1468

17.03.2010

O.nr. O 27445

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av oppdragsgiver, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-------------------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 1 | Krabbeklør Flå | | 2009.07.14 | 2009.08.13-2009.10.12 |
| 2 | Krabbeklør Jordalsneset | | 2009.07.14 | 2009.08.13-2009.10.12 |

| Analysevariabel | Prøvenr | | 1 | 2 |
|-----------------|---------|--------|-------|-------|
| | Enhet | Metode | | |
| Tørrestoff | % | B 3 | 22,6 | 21,7 |
| Kvikksølv | µg/g | E 4-3 | 0,031 | 0,050 |

Norsk institutt for vannforskning

Kristoffer Næs

Norsk
 Institutt
 for
 Vannforskning

Gaustadalléen 21
 0349 Oslo
 Tel: 22 18 51 00
 Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **Sunnalsfjorden**
 Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2009-1469
 O.nr. O 27445

17.03.2010

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av oppdragsgiver, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|--------------------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 1 | Krabbeinmat Flå | | 2009.07.14 | 2009.07.30-2009.09.07 |
| 2 | Krabbeinmat Jordalsneset | | 2009.07.14 | 2009.07.30-2009.09.07 |

| Analysevariabel | Enhet | Prøvenr Metode | 1 | 2 |
|----------------------|------------|-------------------|--------|--------|
| Tørrestoff | % | B 3 | 41 | 37 |
| Sølv | µg/g | E 8-3 | 0,744 | 0,620 |
| Arsen | µg/g | E 8-3 | 12,3 | 11,9 |
| Kadmium | µg/g | E 8-3 | 5,15 | 2,28 |
| Kobolt | µg/g | E 8-3 | 0,0859 | 0,0908 |
| Krom | µg/g | E 9-5 | <0,3 | <0,3 |
| Kobber | µg/g | E 8-3 | 15,0 | 16,2 |
| Nikkel | µg/g | E 8-3 | s0,032 | s0,06 |
| Bly | µg/g | E 8-3 | 0,0409 | 0,0349 |
| Sink | µg/g | E 8-3 | 31,9 | 38,9 |
| Naftalen | µg/kg v.v. | H 2-4 | m | <3 |
| Acenaftalen | µg/kg v.v. | H 2-4 | m | <0,5 |
| Acenaften | µg/kg v.v. | H 2-4 | m | <0,5 |
| Fluoren | µg/kg v.v. | H 2-4 | <0,5 | 1,1 |
| Dibenzotiofen | µg/kg v.v. | H 2-4 | <0,5 | 0,56 |
| Fenantren | µg/kg v.v. | H 2-4 | 0,90 | 3,7 |
| Antracen | µg/kg v.v. | H 2-4 | <0,5 | <0,5 |
| Fluoranten | µg/kg v.v. | H 2-4 | <0,5 | 3,7 |
| Pyren | µg/kg v.v. | H 2-4 | <0,5 | 3,6 |
| Benz(a)antracen | µg/kg v.v. | H 2-4 | <0,5 | 0,85 |
| Chrysen | µg/kg v.v. | H 2-4 | <0,5 | 3,2 |
| Benzo(b+j)fluoranten | µg/kg v.v. | H 2-4 | <0,5 | 3,1 |
| Benzo(k)fluoranten | µg/kg v.v. | H 2-4 | <0,5 | <0,5 |
| Benzo(e)pyren | µg/kg v.v. | H 2-4 | <0,5 | 6,3 |
| Benzo(a)pyren | µg/kg v.v. | H 2-4 | <0,5 | <0,5 |
| Perylen | µg/kg v.v. | H 2-4 | <0,5 | <0,5 |
| Indeno(1,2,3cd)pyren | µg/kg v.v. | H 2-4 | <0,5 | <0,5 |
| Dibenz(ac+ah)antrac. | µg/kg v.v. | H 2-4 | <0,5 | <0,5 |

| | | | |
|--------------------|---------------------|------|--------|
| Benzo(ghi)perylene | µg/kg v.v. H 2-4 | <0,5 | 0,97 |
| Sum PAH | µg/kg v.v. Beregnet | <8,4 | <34,08 |

m : Analyseresultat mangler.

s : Det er knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.

Kommentarer

- 1 sNi= stor usikkerhet pga mye Ca
Metallresultatene er oppgitt på våtvekt.
PAH: Pga et uhell under opparbeidingen er det desverre ikke mulig å rapportere de tre mest flyktige PAH komponentene.
- 2 sNi= stor usikkerhet pga mye Ca

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2009-1469

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|---------------------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 1 | Krabbeinnmat Flå | | 2009.07.14 | 2009.07.30-2009.09.07 |
| 2 | Krabbeinnmat Jordalsneset | | 2009.07.14 | 2009.07.30-2009.09.07 |

| Analysevariabel | Enhet | Prøvenr Metode | 1 | 2 |
|-----------------|-------|-------------------|------|--------|
| Sum PAH16 | µg/kg | v.v. Beregnet | <6,9 | <26,72 |
| Sum KPAH | µg/kg | v.v. Beregnet | <3,5 | <12,15 |

Norsk institutt for vannforskning

Kristoffer Næs

VEDLEGG

SUM PAH16 omfatter flg forbindelser: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(b+j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, benzo(ghi)perylen.

SUM KPAH er summen av benz(a)antracen, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, chrysen og naftalen³. Disse har potensielt kreftfremkallende egenskaper i mennesker i flg International Agency for Research on Cancer, IARC (1987, Chrysen og naftalen fra 2007). De tilhører IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynlig + trolig carcinogene). Chrysen og naftalen ble inkludert i våre rapporter f.o.m. 18.09.2008.

SUM PAH er summen av alle PAH-forbindelser som inngår i denne rapporten.

³ Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper

5.6 Analyse av PAH-metabolitter i galle

| Stasjon | Prøvenr | Mottatt NIVA | BAP-3-OH µg/kg v.v. Intern* | NAP-2-OH µg/kg v.v. Intern* | PA-1-OH µg/kg v.v. Intern* | PYR-1-OH µg/kg v.v. Intern* | |
|-----------------|----------------|-----------------|-----------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|-----------------------------------|------|
| Flå 1 | 2009- 01467 | 1 | 14.07.2009 | <2 | <500 | <2 | <0,5 |
| Flå 2 | 2009- 01467 | 2 | 14.07.2009 | <2 | <500 | 19 | 25 |
| Flå 3 | 2009- 01467 | 3 | 14.07.2009 | <2 | <500 | <2 | 3,6 |
| Flå 4 | 2009- 01467 | 4 | 14.07.2009 | <2 | <500 | 11 | 1,1 |
| Flå 5 | 2009- 01467 | 5 | 14.07.2009 | <2 | <500 | <2 | <0,5 |
| Flå 6 | 2009- 01467 | 6 | 14.07.2009 | <2 | <500 | 5,1 | 2,6 |
| Flå 7 | 2009- 01467 | 7 | 14.07.2009 | <2 | <500 | 3,6 | 2,7 |
| Flå 9 | 2009- 01467 | 8 | 14.07.2009 | <2 | <500 | 2,9 | 13 |
| Flå 10 | 2009- 01467 | 9 | 14.07.2009 | <2 | <500 | <2 | 0,6 |
| Jordalsnes 1 | 2009- 01466 | 1 | 14.07.2009 | <2 | <500 | 17 | 1,7 |
| Jordalsnes 3 | 2009- 01466 | 2 | 14.07.2009 | <2 | <500 | <2 | 1,2 |
| Jordalsnes 4 | 2009- 01466 | 3 | 14.07.2009 | <2 | <500 | <2 | 3,9 |
| Jordalsnes 5 | 2009- 01466 | 4 | 14.07.2009 | <2 | <500 | 6,9 | 5,2 |
| Jordalsnes 6 | 2009- 01466 | 5 | 14.07.2009 | <2 | <500 | 9,8 | 2,8 |
| Jordalsnes 7 | 2009- 01466 | 6 | 14.07.2009 | <2 | <500 | <2 | 1,5 |
| Jordalsnes 8 | 2009- 01466 | 7 | 14.07.2009 | <2 | <500 | <2 | 3,1 |
| Jordalsnes 9 | 2009- 01466 | 8 | 14.07.2009 | <2 | <500 | 6,8 | 3,6 |

5.7 Analyse av dioksin og dioksinlignende PCB

UMEÅ UNIVERSITET

Kemiska institutionen,
Miljökemiska Laboratoriet
Per Liljelind
Sture Bergek
Tel: 090-786 6665



Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA)
Kristoffer Naes
Televeien 3
N-4879 Grimstad Norway
+47 48 25 53 99

Resultat från analys av polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner, polyklorerade dibensofuraner (PCDD/F) och dioxinlika polyklorerade bifenyler (WHO-PCB) i biologiska prov

Laboratorier ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den ackrediterade verksamheten vid laboratorierna uppfyller kraven i SS-EN ISO/IEC 17 025 (2005).

Förkortningar och definitioner i analysrapporten

| | | | |
|---------------|---|-----|-------------------------------|
| TrC- | Triklor (3 klor) | -DD | Dibenso- <i>p</i> -dioxin(er) |
| TeC- | Tetraklor (4 klor) | -DF | Dibensofuran(er) |
| PeC- | Pentaklor (5 klor) | -B | Bifenyl(er) |
| HxC- | Hexaklor (6 klor) | | |
| HpC- | Heptaklor (7 klor) | | |
| OC- | Oktaklor (8 klor) | | |
| ng | nanogram (10^{-9} gram) | | |
| pg | pikogram (10^{-12} gram) | | |
| fg | femtogram (10^{-15} gram) | | |
| IS | Internstandard | | |
| fw | Färskvikt (fresh weight) | | |
| lw | Fettvikt (lipid weight) | | |
| ND | Icke-detekterad (Not Detected) | | |
| LOD | Detektionsgräns (Limit-of-Detection) | | |
| TEF | Toxisk ekvivalentfaktor (Toxic Equivalency Factor) | | |
| TEQ | Total koncentration i TCDD-ekvivalenter (TCDD toxic equivalent concentration) | | |
| Σ PCDD | Summa homologer från tetra- till oktaklor-PCDD | | |
| Σ PCDF | Summa homologer från tetra- till oktaklor-PCDF | | |
| kvot D/F | Kvoten mellan Σ PCDD och Σ PCDF | | |

Metodbeskrivning

Använda uppberedningsmetoder är väl validerade genom ett flertal internationella interkalibreringar och GC-MS analyserna utförs enligt Svensk standard SS-EN 1948:1-3. De genomförda analyserna uppfyller även kvalitetskraven för analys av dioxiner och dioxinlika PCB, EU-direktiv 2002/69/EC, som publicerades i EUs officiella tidskrift (Official journal of the European Communities) den 30 juli 2002. En sammanfattning av analysmetoderna följer nedan.

Extraktion och fettviktsbestämning

Före extraktionen tillsattes internstandard bestående av ^{13}C -anrikade isotoper av merparten av de ämnen (kongener) som skall bestämmas. Proven extraherades med organiska lösningsmedel. Lösningssmedlet avlägsnades genom indunstning och mängden fett bestämdes genom vägning.

Upprening

Uppreningen av polyklorerade dibenso-p-dioxiner (PCDD), polyklorerade dibensofuraner (PCDF) och polyklorerade bifenyler (PCB) utfördes med två vätskekromatografikolonner: en flerskiktsskolonn bestående av kiselgel, svavelsyra- och kaliumhydroxidimpregnerad kiselgel samt en kolonn med aktivt kol. På den sistnämnda separeras provet i tre fraktioner innehållande 1) merparten av PCB, 2) mono-orto PCB och 3) PCDD/F och plana PCB. Innan den slutliga analysen tillsattes ytterligare ^{13}C -kongener, sk. återfinningsstandarder.

Analys

Isomerspecifik analys har skett med gaskromatografi (GC) kopplat till masspektrometri (MS). Separationen av ämnena sker på GC:n och detektionen med masspektrometern. Vid MS-analysen detekterades ämnena med olika massor selektivt vilket möjliggjorde utnyttjandet av syntetiska ^{13}C -isotopanrikade ämnen (^{13}C -kongener) vilka användes som interna standarder med så kallad isotoputspädningsmetodik. Härvidlag jämfördes responskvoten mellan naturliga kongener och ^{13}C -kongener i provet med motsvarande kvot i en kvantifieringsstandard innehållande kända mängder av naturliga och tillsatta ^{13}C -kongener. Detta förfarande medförde att resultaten automatiskt blev kompenserade för uppberedningsförluster. En MS (Waters Autospec Ultima) med hög massupplösning (~10000) har använts. Den använde elektronstötjonisering (EI) där sedan utvalda joner registrerades (SIR).

Koncentrationsbestämningen har utförts enligt ovan nämnda norm, SS-EN 1948:3 och återfinningsgraden av de internstandarder (IS) som tillsatts proven beräknas och uttrycks i procent av ursprunglig mängd.

När en kongen ej kan detekteras räknas detektionsgränsen ut (LOD – limit of detection). Den motsvarar en signal från analysinstrumentet som är tre gånger högre än brusnivån och anges som ett mindre än-värde. LOD beror av ett antal faktorer och varierar därför något från prov till prov, mellan olika kongener och från ett analystillfälle till ett annat. Ackrediterade resultat kan endast fås ner till kvantifieringsgränsen (LOQ – limit of quantification) som definieras av signaler som överstiger tio gånger brusnivån. Det framgår av analysrapporten för vilka kongener detta kriterium inte är uppfyllt. I området mellan tre och tio gånger brusnivån är mätosäkerheten förhöjd men ger ändå ett värdefullt bidrag till resultaten och TEQ-beräkningen.

Laboratorieblankens koncentration har redovisats separat, ingen subtraktion har gjorts från de verkliga provens koncentrationer. Normalisering har gjorts till samma enhet som för proven med medelvärdet av de provmängder som använts till dessa.

Beräkning av TCDD-ekvivalenter (TEQ)

Utifrån de enskilda kongenernas koncentration har s.k. TCDD-ekvivalenter (TEQ) beräknats. TCDD-ekvivalenterna relaterar de toxiska kongenerna till den mest toxiska, 2,3,7,8-TeCDD.

$$\text{TEQ} = \text{koncentration} \times \text{TEF}$$

Det finns ett antal olika TEF-skalar som använts genom åren. Idag är WHO-TEF-skalan den vedertagna men resultaten kan omräknas enligt den skala som önskas (tabell 1, sid. 5).

När en kongen ej kan detekteras räknas detektionsgränsen ut. Den motsvarar en signal från analysinstrumentet som är tre gånger högre än brusnivån. Detektionsgränsen beror av ett antal faktorer och varierar därför något från prov till prov, mellan olika kongener och från ett analystillfälle till ett annat.

TEQ beräknas på tre nivåer. En nedre koncentrationsgräns där koncentrationerna av icke detekterade ämnen satts till noll, en övre koncentrationsgräns där koncentrationerna av icke detekterade ämnen ersatts med detektionsgränsen samt en medelkoncentration (medelvärdet av de båda).

En sammanfattning av analysrapporten finns på sidan 6 med WHO-TEQ-värden för samtliga prov och ev kommentarer.

Umeå som ovan,

Per Liljelind,
Forskningsingenjör

Tabell 1. Skalor för beräkning av toxiska ekvivalenter (TEQ):

| Kongen | TEF | | | |
|------------------------|---------------------|---------------------|-----------------|--------|
| | WHO ₂₀₀₅ | WHO ₁₉₉₈ | Internationella | Nordic |
| 2378-TeCDD | 1 | 1 | 1 | 1 |
| 12378-PeCDD | 1 | 1 | 0,5 | 0,5 |
| 123478-HxCDD | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| 123678-HxCDD | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| 123789-HxCDD | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| 1234678-HpCDD | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| OCDD | 0,0003 | 0,0001 | 0,001 | 0,001 |
| 2378-TeCDF | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| 12378-PeCDF | 0,03 | 0,05 | 0,05 | 0,01 |
| 23478-PeCDF | 0,3 | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| 123478-HxCDF | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| 123678-HxCDF | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| 123789-HxCDF | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| 234678-HxCDF | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| 1234678-HpCDF | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| 1234789-HpCDF | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| OCDF | 0,0003 | 0,0001 | 0,001 | 0,001 |
| 344'5 -TeCB (81*)* | 0,0003 | 0,0001 | | |
| 33'44' -TeCB (77) | 0,0001 | 0,0001 | | |
| 33'44'5 -PeCB (126) | 0,1 | 0,1 | | |
| 33'44'55' -HxCB (169) | 0,03 | 0,01 | | |
| 233'44' -PeCB (105) | 0,00003 | 0,0001 | | |
| 2344'5 -PeCB (114) | 0,00003 | 0,0005 | | |
| 23'44'5 -PeCB (118) | 0,00003 | 0,0001 | | |
| 2'344'5 -PeCB (123) | 0,00003 | 0,0001 | | |
| 233'44'5 -HxCB (156) | 0,00003 | 0,0005 | | |
| 233'44'5' -HxCB (157) | 0,00003 | 0,0005 | | |
| 23'44'55' -HxCB (167) | 0,00003 | 0,00001 | | |
| 233'44'55' -HpCB (189) | 0,00003 | 0,0001 | | |

ResultatsammanställningPCDD/F enligt WHO-TEQ₂₀₀₅

| pg TEQ/g prov | MPR | MPR | MPR | MPR |
|---------------------|--------|--------|--------|--------|
| Färskvikt | 3357:1 | 3357:2 | 3357:3 | 3357:4 |
| Nedre koncentration | 1,2 | 1,8 | 0,94 | 0,73 |
| Medelkoncentration | 1,2 | 1,8 | 0,94 | 0,74 |
| Övre koncentration | 1,2 | 1,8 | 0,95 | 0,74 |

| pg TEQ/g prov | MPR | MPR | MPR | MPR |
|---------------------|--------|--------|--------|--------|
| Fettvikt | 3357:1 | 3357:2 | 3357:3 | 3357:4 |
| Övre koncentration | 5,2 | 8,6 | 3,7 | 4,4 |
| Nedre koncentration | 5,2 | 8,6 | 3,7 | 4,4 |
| | 5,2 | 8,6 | 3,7 | 4,4 |

PCB enligt WHO-TEQ₂₀₀₅

| pg TEQ/g prov | MPR | MPR | MPR | MPR |
|---------------------|--------|--------|--------|--------|
| Färskvikt | 3357:1 | 3357:2 | 3357:3 | 3357:4 |
| Övre koncentration | 2,2 | 2,5 | 8,9 | 7,1 |
| Nedre koncentration | 2,2 | 2,5 | 8,9 | 7,1 |
| Medelvärde | 2,2 | 2,5 | 8,9 | 7,1 |

| pg TEQ/g prov | MPR | MPR | MPR | MPR |
|---------------------|--------|--------|--------|--------|
| Fettvikt | 3357:1 | 3357:2 | 3357:3 | 3357:4 |
| Övre koncentration | 9,9 | 12 | 35 | 43 |
| Nedre koncentration | 9,9 | 12 | 35 | 43 |
| Medelvärde | 9,9 | 12 | 35 | 43 |

Summering av den totala halten WHO-TEQ₂₀₀₅

| pg TEQ/g prov, färskvikt Vår provbeteckning | MPR 3357:1 | MPR 3357:2 | MPR 3357:3 | MPR 3357:4 |
|--|------------------------------|---------------------------------------|------------------------|------------------------------------|
| Er provbeteckning | Krabbe- inmat, St. Flå | Krabbe- inmat, St. Jordalsneset | Torsklever, St. Flå | Torsklever, St. Jordalsneset |
| Övre koncentration | 3,4 | 4,3 | 9,8 | 7,9 |
| Nedre koncentration | 3,4 | 4,3 | 9,8 | 7,9 |
| Medelvärde | 3,4 | 4,3 | 9,8 | 7,9 |
| pg TEQ/g prov, fettvikt | | | | |
| Övre koncentration | 15 | 21 | 39 | 47 |
| Nedre koncentration | 15 | 21 | 39 | 47 |
| Medelvärde | 15 | 21 | 39 | 47 |

Kommentar:

PCB#118 räknas både till I-PCB och WHO-PCB och redovisas därför på två ställen.

Analysrapport klorerade dioxiner och furaner

Vår provmärkning : MPR 3357:1
Er provmärkning : Krabbeinnmat, St. Flå, O-27445
Provtyp : Biota
Mängd analyserat prov (g) : 50,55
Fettvikt (g) : 11,23
Provsort : pg/g
Mätosäkerhet : ± **26 %** (95% konfidensintervall)

| Kongen | Konc. (pg/g färskvikt) | Konc. (pg/g fettvikt) | Återfunnen ¹³ C IS (%) |
|---------------------------|---------------------------|--------------------------|---|
| 2378 TeCDD | 0,18 | 0,80 | 92 |
| 12378 PeCDD | 0,31 | 1,4 | 94 |
| 123478 HxCDD | 0,31 | 1,4 | 97 |
| 123678 HxCDD | 0,27 | 1,2 | 96 |
| 123789 HxCDD | <i>0,094</i> | <i>0,42</i> | 96 |
| 1234678 HpCDD | 0,62 | 2,8 | 92 |
| OCDD | 1,3 | 5,8 | 82 |
| 2378 TeCDF | 1,5 | 6,6 | 86 |
| 12378 PeCDF | 0,12 | 0,52 | 88 |
| 23478 PeCDF ^a | 0,75 | 3,4 | 91 |
| 123478 HxCDF | 0,16 | 0,73 | 92 |
| 123678 HxCDF | 0,09 | 0,41 | 93 |
| 234678 HxCDF | 0,30 | 1,3 | 90 |
| 123789 HxCDF ^b | <i>0,030</i> | <i>0,13</i> | 92 |
| 1234678 HpCDF | 0,35 | 1,6 | 104 |
| 1234789 HpCDF | ND(0,0070) | ND(0,031) | 78 |
| OCDF | <i>0,026</i> | <i>0,12</i> | 89 |
| Sum | Nedre konc. | 1,2 | 5,2 |
| WHO- | Medelkonc | 1,2 | 5,2 |
| TEQ₂₀₀₅ | Övre konc. | 1,2 | 5,2 |

Koncentrationer angivna med *kursiv stil* ligger mellan LOD och LOQ med större mätosäkerhet (38%).

^a Sameluerar med 12489-PeCDF

^b Sameluerar med 123489-HxCDF

| | | | |
|-------------------------------------|------------|----------------------------|---------------|
| Provet ankom: | 2009-08-17 | Typ av GC-kolonn: | DB-5ms |
| Lagringsbetingelser : | Frys | Person ansvarig för | |
| Startdatum för uppärbetning: | 2009-09-02 | Uppärbetning: | Sture Bergek |
| Startdatum för analys: | 2009-09-10 | Analys: | Per Liljelind |

Analysrapport klorerade dioxiner och furaner

Vår provmärkning : MPR 3357:2
Er provmärkning : Krabbeinnmat, St. Jordalsneset, O-27445
Provtyp : Biota
Mängd analyserat prov (g) : 50,53
Fettvikt (g) : 10,41
Provsort : pg/g
Mätosäkerhet : ± **26** % (95% konfidensintervall)

| Kongen | Konc. (pg/g färskvikt) | Konc. (pg/g fettvikt) | Återfunnen ¹³ C IS (%) |
|-------------------------------|---------------------------|--------------------------|---|
| 2378 TeCDD | 0,23 | 1,1 | 97 |
| 12378 PeCDD | 0,53 | 2,6 | 96 |
| 123478 HxCDD | 0,62 | 3,0 | 103 |
| 123678 HxCDD | 0,48 | 2,3 | 100 |
| 123789 HxCDD | 0,17 | 0,81 | 101 |
| 1234678 HpCDD | 0,64 | 3,1 | 96 |
| OCDD | 1,8 | 9,0 | 85 |
| 2378 TeCDF | 2,2 | 10,6 | 90 |
| 12378 PeCDF | 0,13 | 0,64 | 93 |
| 23478 PeCDF ^a | 1,13 | 5,5 | 95 |
| 123478 HxCDF | 0,26 | 1,3 | 96 |
| 123678 HxCDF | 0,096 | 0,47 | 97 |
| 234678 HxCDF | 0,51 | 2,5 | 94 |
| 123789 HxCDF ^b | 0,031 | 0,15 | 99 |
| 1234678 HpCDF | 0,43 | 2,1 | 105 |
| 1234789 HpCDF | ND(0,0056) | ND(0,027) | 82 |
| OCDF | 0,022 | 0,11 | 93 |
| Sum | Nedre konc. | 1,8 | 8,6 |
| WHO-TEQ₂₀₀₅ | Medelkonc | 1,8 | 8,6 |
| | Övre konc. | 1,8 | 8,6 |

Koncentrationer angivna med *kursiv stil* ligger mellan LOD och LOQ med större mätosäkerhet (38%).

^a Sameluerar med 12489-PeCDF

^b Sameluerar med 123489-HxCDF

| | | | |
|-------------------------------------|------------|----------------------------|---------------|
| Provet ankom: | 2009-08-17 | Typ av GC-kolonn: | DB-5ms |
| Lagringsbetingelser : | Frys | Person ansvarig för | |
| Startdatum för upparbetning: | 2009-09-02 | Upparbetning: | Sture Bergek |
| Startdatum för analys: | 2009-09-10 | Analys: | Per Liljelind |

Analysrapport klorerade dioxiner och furaner

Vår provmärkning : MPR 3357:3
Er provmärkning : Torsklever, St. Flå, O-27445
Provtyp : Biota
Mängd analyserat prov (g) : 12,07
Fettvikt (g) : 3,07
Provsort : pg/g
Mätosäkerhet : ± **26** % (95% konfidensintervall)

| Kongen | Konc. (pg/g färskvikt) | Konc. (pg/g fettvikt) | Återfunnen ¹³ C IS (%) |
|---------------------------|---------------------------|--------------------------|---|
| 2378 TeCDD | 0,24 | 0,94 | 91 |
| 12378 PeCDD | 0,087 | 0,34 | 92 |
| 123478 HxCDD | ND(0,031) | ND(0,12) | 90 |
| 123678 HxCDD | 0,15 | 0,59 | 89 |
| 123789 HxCDD | <i>0,049</i> | <i>0,19</i> | 89 |
| 1234678 HpCDD | 0,15 | 0,60 | 89 |
| OCDD | 0,32 | 1,2 | 102 |
| 2378 TeCDF | 2,9 | 11,4 | 86 |
| 12378 PeCDF | 0,38 | 1,5 | 89 |
| 23478 PeCDF ^a | 0,46 | 1,8 | 89 |
| 123478 HxCDF | 0,16 | 0,65 | 88 |
| 123678 HxCDF | 0,12 | 0,47 | 91 |
| 234678 HxCDF | 0,15 | 0,60 | 88 |
| 123789 HxCDF ^b | 0,11 | 0,42 | 87 |
| 1234678 HpCDF | 0,11 | 0,42 | 94 |
| 1234789 HpCDF | ND(0,028) | ND(0,11) | 80 |
| OCDF | 0,40 | 1,6 | 93 |
| Sum | Nedre konc. | 0,94 | 3,7 |
| WHO- | Medelkonc. | 0,94 | 3,7 |
| TEQ₂₀₀₅ | Övre konc. | 0,95 | 3,7 |

Koncentrationer angivna med *kursiv stil* ligger mellan LOD och LOQ med större mätosäkerhet (38%).

^a Sameluerar med 12489-PeCDF

^b Sameluerar med 123489-HxCDF

| | | | |
|-------------------------------------|------------|----------------------------|---------------|
| Provet ankom: | 2009-08-17 | Typ av GC-kolonn: | DB-5ms |
| Lagringsbetingelser : | Frys | Person ansvarig för | |
| Startdatum för upparbetning: | 2009-09-02 | Upparbetning: | Sture Bergek |
| Startdatum för analys: | 2009-09-10 | Analys: | Per Liljelind |

Analysrapport klorerade dioxiner och furaner

Vår provmärkning : MPR 3357:4
Er provmärkning : Torsklever, St. Jordalsneset, O-27445
Provtyp : Biota
Mängd analyserat prov (g) : 12,12
Fettvikt (g) : 2,02
Provsort : pg/g
Mätosäkerhet : ± **26** % (95% konfidensintervall)

| Kongen | Konc. (pg/g färskvikt) | Konc. (pg/g fettvikt) | Återfunnen ¹³ C IS (%) |
|---------------------------|---------------------------|--------------------------|---|
| 2378 TeCDD | 0,21 | 1,3 | 98 |
| 12378 PeCDD | <i>0,044</i> | <i>0,26</i> | 97 |
| 123478 HxCDD | ND(0,030) | ND(0,18) | 99 |
| 123678 HxCDD | 0,16 | 0,98 | 99 |
| 123789 HxCDD | 0,057 | 0,34 | 100 |
| 1234678 HpCDD | 0,16 | 0,96 | 95 |
| OCDD | 0,97 | 5,8 | 96 |
| | | | |
| 2378 TeCDF | 2,9 | 17,2 | 93 |
| 12378 PeCDF | 0,35 | 2,1 | 95 |
| 23478 PeCDF ^a | 0,17 | 1,0 | 97 |
| 123478 HxCDF | 0,23 | 1,4 | 94 |
| 123678 HxCDF | 0,12 | 0,75 | 97 |
| 234678 HxCDF | 0,18 | 1,1 | 98 |
| 123789 HxCDF ^b | 0,087 | 0,52 | 98 |
| 1234678 HpCDF | <i>0,073</i> | <i>0,44</i> | 102 |
| 1234789 HpCDF | ND(0,027) | ND(0,16) | 86 |
| OCDF | <i>0,050</i> | <i>0,30</i> | 101 |
| Sum | Nedre konc. | 0,73 | 4,4 |
| WHO- | Medelkonc. | 0,74 | 4,4 |
| TEQ₂₀₀₅ | Övre konc. | 0,74 | 4,4 |

Koncentrationer angivna med *kursiv stil* ligger mellan LOD och LOQ med större mätosäkerhet (38%).

^a Sameluerar med 12489-PeCDF

^b Sameluerar med 123489-HxCDF

| | | | |
|-------------------------------------|------------|----------------------------|---------------|
| Provet ankom: | 2009-08-17 | Typ av GC-kolonn: | DB-5ms |
| Lagringsbetingelser : | Frys | Person ansvarig för | |
| Startdatum för upparbetning: | 2009-09-02 | Upparbetning: | Sture Bergek |
| Startdatum för analys: | 2009-09-10 | Analys: | Per Liljelind |

Analysrapport klorerade dioxiner och furaner

Vår provmärkning : MPR B3357
Er provmärkning :
Provtyp : Laboratorieblank
Mängd analyserat prov (g) : 50
Fettvikt (g) : 3,0
Provsort : pg/g
Mätosäkerhet : ± **26 %** (95% konfidensintervall)

| Kongen | Konc. (pg/g färskvikt) | Konc. (pg/g fettvikt) | Återfunnen ¹³ C IS (%) |
|-------------------------------|---------------------------|--------------------------|---|
| 2378 TeCDD | ND(0,010) | ND(0,16) | 108 |
| 12378 PeCDD | ND(0,016) | ND(0,26) | 91 |
| 123478 HxCDD | ND(0,020) | ND(0,34) | 89 |
| 123678 HxCDD | ND(0,017) | ND(0,28) | 92 |
| 123789 HxCDD | ND(0,017) | ND(0,29) | 90 |
| 1234678 HpCDD | <i>0,056</i> | <i>0,93</i> | 87 |
| OCDD | 0,13 | 2,2 | 80 |
| | | | |
| 2378 TeCDF | ND(0,007) | ND(0,12) | 107 |
| 12378 PeCDF | <i>0,016</i> | <i>0,27</i> | 94 |
| 23478 PeCDF ^a | <i>0,016</i> | <i>0,27</i> | 101 |
| 123478 HxCDF | <i>0,015</i> | <i>0,26</i> | 98 |
| 123678 HxCDF | <i>0,016</i> | <i>0,26</i> | 100 |
| 234678 HxCDF | 0,043 | 0,72 | 102 |
| 123789 HxCDF ^b | 0,044 | 0,74 | 99 |
| 1234678 HpCDF | 0,075 | 1,3 | 97 |
| 1234789 HpCDF | <i>0,021</i> | <i>0,35</i> | 85 |
| OCDF | 0,075 | 1,3 | 96 |
| Sum | Nedre konc. | 0,022 | 0,37 |
| WHO-TEQ₂₀₀₅ | Medelkonc. | 0,038 | 0,64 |
| | Övre konc. | 0,054 | 0,90 |

Koncentrationer angivna med *kursiv stil* ligger mellan LOD och LOQ med större mätosäkerhet (38%),

^a Sameluerar med 12489-PeCDF

^b Sameluerar med 123489-HxCDF

| | | | |
|-------------------------------------|------------|----------------------------|---------------|
| Provet ankom: | 2009-08-17 | Typ av GC-kolonn: | DB-5ms |
| Lagringsbetingelser : | Frys | Person ansvarig för | |
| Startdatum för uppärbetning: | 2009-09-02 | Uppärbetning: | Sture Bergek |
| Startdatum för analys: | 2009-09-10 | Analys: | Per Liljelind |

Analysrapport PCB

| | |
|----------------------------------|--|
| Vår provmärkning | : MPR 3357:1 |
| Er provmärkning | : Krabbeinnmat, St, Flå, O-27445 |
| Provtyp | : biota |
| Mängd analyserat prov (g) | : 50,55 |
| Fettvikt (g) | : 11,23 |
| Provsort | : pg/g |
| Mätosäkerhet | : ± 26 % (95% konfidensintervall) |

| Kongen | Konc, (pg/g färskvikt) | Konc, (pg/g fettvikt) | Återfunnen ¹³ C IS (%) |
|------------------------|---------------------------|--------------------------|--------------------------------------|
| Indikator-PCB | | | |
| #28 TriCB ^a | 244 | 1100 | 90 |
| #52 TeCB ^b | 21 | 95 | 95 |
| #101 PeCB ^c | 543 | 2440 | 97 |
| #118 PeCB ^d | 2670 | 12000 | 99 |
| #138 HxCB ^e | 5670 | 25500 | 99 |
| #153 HxCB | 8080 | 36400 | 98 |
| #180 HpCB | 1470 | 6610 | 63 |
| Σ I-PCB | 16000 | 72000 | |
| WHO-PCB | | | |
| #77 TeCB | 52,2 | 235 | 92 |
| #81 TeCB | 2,9 | 13,3 | 86 |
| #126 PeCB | 16,0 | 71,9 | 89 |
| #169 HxCB | 5,4 | 24,4 | 94 |
| #105 PeCB ^f | 963 | 4330 | 98 |
| #114 PeCB | 25 | 113 | 95 |
| #118 PeCB ^d | 2670 | 12000 | 99 |
| #123 PeCB | 60 | 269 | 97 |
| #156 HxCB | 231 | 1040 | 69 |
| #157 HxCB | 92 | 413 | 70 |
| #167 HxCB | 248 | 1120 | 92 |
| #189 HpCB | 23 | 102 | 20 |
| Sum WHO-TEQ | Nedre konc. | 2,2 | 9,9 |
| | Medelkonc. | 2,2 | 9,9 |
| | Övre konc. | 2,2 | 9,9 |

Koncentrationer angivna med *kursiv stil* ligger mellan LOD och LOQ med större mätosäkerhet (38%),

^a Sameluerar med #31

^d Sameluerar med # 106

^b Sameluerar med #73

^e Sameluerar med #163 och 164

^c Sameluerar med #89 och #90

^f Sameluerar med #127

| | | | |
|-------------------------------------|------------|----------------------------|---------------|
| Provet ankom: | 2009-08-17 | Typ av GC-kolonn: | DB-5ms |
| Lagringsbetingelser : | Frys | Person ansvarig för | |
| Startdatum för uppärbetning: | 2009-09-02 | Uppärbetning: | Sture Bergek |
| Startdatum för analys: | 2009-09-10 | Analys: | Per Liljelind |

Analysrapport PCB

| | |
|----------------------------------|---|
| Vår provmärkning | : MPR 3357:2 |
| Er provmärkning | : Krabbeinnmat, St, Jordalsneset, O-27445 |
| Provtyp | : Biota |
| Mängd analyserat prov (g) | : 50,53 |
| Fettvikt (g) | : 10,41 |
| Provsort | : pg/g |
| Mätosäkerhet | : ± 26 % (95% konfidensintervall) |

| Kongen | Konc, (pg/g färskvikt) | Konc, (pg/g fettvikt) | Återfunnen ¹³ C IS (%) |
|------------------------|---------------------------|--------------------------|--------------------------------------|
| Indikator-PCB | | | |
| #28 TriCB ^a | 317 | 1541 | 86 |
| #52 TeCB ^b | 24 | 118 | 96 |
| #101 PeCB ^c | 767 | 3721 | 98 |
| #118 PeCB ^d | 2860 | | 95 |
| #138 HxCB ^e | 6840 | 33205 | 96 |
| #153 HxCB | 10140 | 49227 | 90 |
| #180 HxCB | 146 | 7083 | 72 |
| Σ I-PCB | 19600 | 94896 | |
| WHO-PCB | | | |
| #77 TeCB | 60,6 | 294 | 93 |
| #81 TeCB | 2,4 | 11,6 | 93 |
| #126 PeCB | 18,4 | 89,2 | 92 |
| #169 HxCB | 6,9 | 33,6 | 98 |
| #105 PeCB ^f | 1000 | 4856 | 90 |
| #114 PeCB | 32 | 154 | 96 |
| #118 PeCB ^d | 2860 | 13871 | 95 |
| #123 PeCB | 84 | 407 | 90 |
| #156 HxCB | 270 | 1312 | 73 |
| #157 HxCB | 89 | 432 | 71 |
| #167 HxCB | 251 | 1218 | 92 |
| #189 HxCB | 26 | 125 | 28 |
| Sum WHO-TEQ | Nedre konc. | 2,5 | 12 |
| | Medelkonc | 2,5 | 12 |
| | Övre konc. | 2,5 | 12 |

Koncentrationer angivna med *kursiv stil* ligger mellan LOD och LOQ med större mätosäkerhet (38%),

^a Sameluerar med #31

^d Sameluerar med # 106

^b Sameluerar med #73

^e Sameluerar med #163 och 164

^c Sameluerar med #89 och #90

^f Sameluerar med #127

| | | | |
|-------------------------------------|------------|----------------------------|---------------|
| Provet ankom: | 2009-08-17 | Typ av GC-kolonn: | DB-5ms |
| Lagringsbetingelser : | Frys | Person ansvarig för | |
| Startdatum för upparbetning: | 2009-09-02 | Upparbetning: | Sture Bergek |
| Startdatum för analys: | 2009-09-10 | Analys: | Per Liljelind |

Analysrapport PCB

| | |
|----------------------------------|--|
| Vår provmärkning | : MPR 3357:3 |
| Er provmärkning | : Torsklever, St, Flå, O-27445 |
| Provtyp | : Biota |
| Mängd analyserat prov (g) | : 12,07 |
| Fettvikt (g) | : 3,07 |
| Provsort | : pg/g |
| Mätosäkerhet | : ± 26 % (95% konfidensintervall) |

| Kongen | Konc, (pg/g färskvikt) | Konc, (pg/g fettvikt) | Återfunnen ¹³ C IS (%) |
|------------------------|---------------------------|--------------------------|--------------------------------------|
| Indikator-PCB | | | |
| #28 TriCB ^a | 888 | 3490 | 89 |
| #52 TeCB ^b | 1180 | 4620 | 87 |
| #101 PeCB ^c | 4370 | 17200 | 89 |
| #118 PeCB ^d | 8470 | 33300 | 96 |
| #138 HxCB ^e | 15100 | 59240 | 95 |
| #153 HxCB | 27400 | 107800 | 93 |
| #180 HxCB | 6140 | 24200 | 76 |
| Σ I-PCB | 55000 | 216000 | |
| WHO-PCB | | | |
| #77 TeCB | 55,0 | 216 | 86 |
| #81 TeCB | 2,8 | 11,2 | 81 |
| #126 PeCB | 66,9 | 263 | 88 |
| #169 HxCB | 23,4 | 92,1 | 93 |
| #105 PeCB ^f | 2689 | 10571 | 92 |
| #114 PeCB | 141 | 556 | 94 |
| #118 PeCB ^d | 8470 | 33300 | 96 |
| #123 PeCB | 132 | 520 | 96 |
| #156 HxCB | 1194 | 4695 | 71 |
| #157 HxCB | 296 | 1164 | 76 |
| #167 HxCB | 828 | 3254 | 88 |
| #189 HxCB | 115 | 451 | 57 |
| Sum WHO-TEQ | Nedre konc. | 8,9 | 35 |
| | Medelkonc | 8,9 | 35 |
| | Övre konc. | 8,9 | 35 |

Koncentrationer angivna med *kursiv stil* ligger mellan LOD och LOQ med större mätosäkerhet (38%),

a Sameluerar med #31

d Sameluerar med # 106

b Sameluerar med #73

e Sameluerar med #163 och 164

c Sameluerar med #89 och #90

f Sameluerar med #127

| | | | |
|-------------------------------------|------------|----------------------------|---------------|
| Provet ankom: | 2009-08-17 | Typ av GC-kolonn: | DB-5ms |
| Lagringsbetingelser : | Frys | Person ansvarig för | |
| Startdatum för uppärbetning: | 2009-09-02 | Uppärbetning: | Sture Bergek |
| Startdatum för analys: | 2009-09-10 | Analys: | Per Liljelind |

Analysrapport PCB

| | |
|----------------------------------|--|
| Vår provmärkning | : MPR 3357:4 |
| Er provmärkning | : Torsklever, St, Jordalsneset, O-27445 |
| Provtyp | : Biota |
| Mängd analyserat prov (g) | : 12,12 |
| Fettvikt (g) | : 2,02 |
| Provsort | : pg/g |
| Mätosäkerhet | : ± 26 % (95% konfidensintervall) |

| Kongen | Konc, (pg/g färskvikt) | Konc, (pg/g fettvikt) | Återfunnen ¹³ C IS (%) |
|------------------------|---------------------------|--------------------------|--------------------------------------|
| Indikator-PCB | | | |
| #28 TriCB ^a | 749 | 4500 | 71 |
| #52 TeCB ^b | 731 | 4390 | 80 |
| #101 PeCB ^c | 2370 | 14200 | 91 |
| #118 PeCB ^d | 6280 | 37700 | 101 |
| #138 HxCB ^e | 8750 | 52500 | 104 |
| #153 HxCB | 15070 | 90400 | 101 |
| #180 HpCB | 3380 | 20300 | 92 |
| Σ I-PCB | 31000 | 186000 | |
| WHO-PCB | | | |
| #77 TeCB | 62,8 | 377 | 97 |
| #81 TeCB | 2,5 | 14,9 | 88 |
| #126 PeCB | 55,7 | 334 | 98 |
| #169 HxCB | 20,1 | 121 | 99 |
| #105 PeCB ^f | 2330 | 14000 | 99 |
| #114 PeCB | 114 | 686 | 98 |
| #118 PeCB ^d | 6280 | 37700 | 101 |
| #123 PeCB | 102 | 611 | 100 |
| #156 HxCB | 642 | 3850 | 96 |
| #157 HxCB | 186 | 1110 | 89 |
| #167 HxCB | 496 | 2980 | 100 |
| #189 HpCB | 63 | 380 | 74 |
| Sum WHO-TEQ | Nedre konc. | 7,1 | 43 |
| | Medelkonc | 7,1 | 43 |
| | Övre konc. | 7,1 | 43 |

Koncentrationer angivna med *kursiv stil* ligger mellan LOD och LOQ med större mätosäkerhet (38%),

^a Sameluerar med #31

^d Sameluerar med # 106

^b Sameluerar med #73

^e Sameluerar med #163 och 164

^c Sameluerar med #89 och #90

^f Sameluerar med #127

| | | | |
|-------------------------------------|------------|----------------------------|---------------|
| Provet ankom: | 2009-08-17 | Typ av GC-kolonn: | DB-5ms |
| Lagringsbetingelser : | Frys | Person ansvarig för | |
| Startdatum för upparbetning: | 2009-09-02 | Upparbetning: | Sture Bergek |
| Startdatum för analys: | 2009-09-10 | Analys: | Per Liljelind |

Analysrapport PCB

| | |
|----------------------------------|--|
| Vår provmärkning | : MPR B3357 |
| Er provmärkning | : |
| Provtyp | : laboratorieblank |
| Mängd analyserat prov (g) | : 50 |
| Fettvikt (g) | : 3,0 |
| Provsort | : pg/g |
| Mätosäkerhet | : ± 26 % (95% konfidensintervall) |

| Kongen | Konc, (pg/g färskvikt) | Konc, (pg/g fettvikt) | Återfunnen ¹³ C IS (%) |
|------------------------|---------------------------|--------------------------|--------------------------------------|
| Indikator-PCB | | | |
| #28 TriCB ^a | 0,36 | 6,1 | 97 |
| #52 TeCB ^b | 0,47 | 7,8 | 98 |
| #101 PeCB ^c | 0,49 | 8,2 | 98 |
| #118 PeCB ^d | 0,15 | 2,5 | 96 |
| #138 HxCB ^e | 0,23 | 3,8 | 97 |
| #153 HxCB | 0,68 | 11,4 | 97 |
| #180 HpCB | 0,40 | 6,7 | 98 |
| Σ I-PCB | 2,6 | 44 | |
| WHO-PCB | | | |
| #77 TeCB | 0,049 | 0,82 | 109 |
| #81 TeCB | ND(0,0070) | ND(0,12) | 109 |
| #126 PeCB | 0,030 | 0,49 | 93 |
| #169 HxCB | <i>0,016</i> | <i>0,27</i> | 90 |
| #105 PeCB ^f | <i>0,066</i> | <i>1,1</i> | 95 |
| #114 PeCB | ND(0,045) | ND(0,74) | 97 |
| #118 PeCB ^d | 0,15 | 2,5 | 96 |
| #123 PeCB | ND(0,047) | ND(0,78) | 95 |
| #156 HxCB | ND(0,043) | ND(0,72) | 95 |
| #157 HxCB | ND(0,044) | ND(0,74) | 95 |
| #167 HxCB | ND(0,043) | ND(0,72) | 96 |
| #189 HpCB | ND(0,050) | ND(0,83) | 93 |
| Sum WHO-TEQ | Nedre konc. | 0,0031 | 0,052 |
| | Medelkonc | 0,0032 | 0,053 |
| | Övre konc. | 0,0032 | 0,054 |

Koncentrationer angivna med *kursiv stil* ligger mellan LOD och LOQ med större mätosäkerhet (38%),

^a Sameluerar med #31

^d Sameluerar med # 106

^b Sameluerar med #73

^e Sameluerar med #163 och 164

^c Sameluerar med #89 och #90

^f Sameluerar med #127

| | | | |
|-------------------------------------|------------|----------------------------|---------------|
| Provet ankom: | 2009-08-17 | Typ av GC-kolonn: | DB-5ms |
| Lagringsbetingelser : | Frys | Person ansvarig för | |
| Startdatum för upparbetning: | 2009-09-02 | Upparbetning: | Sture Bergek |
| Startdatum för analys: | 2009-09-10 | Analys: | Per Liljelind |

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no