

# Tiltaksplan for forurensede sedimenter i Sørfjorden

Fase 2



**Hovedkontor**

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

**Sørlandsavdelingen**

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

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 59  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 18 51 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Thormøhlensgate 53 D  
5006 Bergen  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 55 31 22 14

**Akvaplan-niva**

9296 Tromsø  
Telefon (47) 77 75 03 00  
Telefax (47) 77 75 03 01

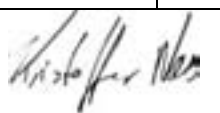
Tittel Tiltaksplan for forurensede sedimenter i Sjørfjorden (fase 2)	Løpenr. (for bestilling) 6003-2010	Dato 21.06.2010
	Prosjektnr. Undernr. 27198	Sider Pris 64
Forfatter(e) Jens Skei Anders Ruus Hans Nilsson Aud Helland Amund Maage (NIFES)	Fagområde Miljøgifter	Distribusjon Fri
	Geografisk område Hordaland	Trykket CopyCat AS

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvernvedelina	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag	
<p>Det er utarbeidet en tiltaksplan fase II for Indre Sjørfjord for å framskaffe et beslutningsgrunnlag vedrørende tiltak mot forurensede bunnsedimenter og vurdering av tiltak knyttet til DDT-forurensing i ytre deler av fjorden. Beslutningsgrunnlaget er basert på eksisterende kunnskap om bunnsedimentene i Sjørfjorden (fase 1), biologiske og vannkjemiske undersøkelser (overvåkingsdata) og grunnlagsdata for kostholdsråd, samt utredninger knyttet til DDT. I forbindelse med tiltaksplan fase 2 er det gjort supplerende undersøkelser av nivåene av metaller og PAH i overflatesedimentene i området Tyssedal – Odda, bioakkumuleringstester, toksisitetstester og teoretiske risikovurderinger. Bunnsedimentene i hele undersøkelsesområdet er betydelig forurenset, til tross for store utslippsreduksjoner i 1986 (fjellhallprosjektet) og tildekking av Eitrheimsvågen i 1992. Hovedårsaken er trolig diffuse tilførsler og regulære utslipp fra lokal industri. Forutsatt at det kan sannsynliggjøres at uhellsutslipp i fremtiden reduseres, at diffuse utslipp reduseres ytterligere og at eksisterende punktkilder til vågen fjernes, anbefales supplerende tildekking av Eitrheimsvågen fordi vågen betraktes som et kildeområde for spredning av forurensning. Tiltaksplan fase 2 omfatter også tiltaksvurderinger knyttet til plantevernmiddelet DDT i ytre del av Sjørfjorden. Dette er basert på flere utredninger og undersøkelser og mange års overvåking av DDT i blåskjell og fiskelever. Det er ikke grunnlag for omfattende landbaserte tiltak, men det foreslås avbøtende tiltak for å redusere tilførselene fra forurenset jord til sjø.</p>	
Fire norske emneord	Fire engelske emneord
<ol style="list-style-type: none"> <li>Sjørfjorden</li> <li>Bunnsedimenter</li> <li>Miljøgifter</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>Sjørfjorden</li> <li>Bottom sediments</li> <li>Pollutants</li> </ol>



Jens Skei  
Prosjektleder



Kristoffer Næs  
Forskningsleder



Bjørn Faafeng  
seniorrådgiver

# **Tiltaksplan for forurensede sedimenter i Sørfjorden (fase 2)**

Forfattere: Jens Skei, Anders Ruus, Hans C. Nilsson, Aud Helland og Amund Maage (NIFES)

## Forord

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) ble bedt av Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvernavdelingen om å gjennomføre en sedimentkartlegging i området Tyssedal- Odda og en risikovurdering basert på analyseresultater og teoretiske beregninger. Materialet skal brukes i en vurdering av behov for tiltak.

Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Håkon Kryvi, FMHO.

Sedimentprøvetaking i fase 2 er gjennomført av Aud Helland (tidligere NIVA, nå Rambøll as) og Jens Skei med F/F Hans Brattstrøm, Universitetet i Bergen i juni 2007. Utkast til rapport ble forelagt oppdragsgiver desember 2007. I løpet av første halvår 2008 har det vært drøftinger mellom oppdragsgiverne, Odda kommune og Boliden Odda AS om slutføringen av rapporten og tiltaksvurderinger. Oppdragsgiver har besluttet at plantevernmiddelet DDT og tiltaksvurderinger skal inn i rapporten for å sikre en helhetlig tiltaksplan.

Hans Nilsson har hatt ansvar for risikovurderingene og Anders Ruus har hatt ansvar for toksisitetstesting og bioakkumleringsforsøk, med god hjelp av Ingrid Aarre, UiO (nå Klif) og Sigurd Øxnevad og Merete Schøyen, begge NIVA. Amund Maage, NIFES, har bidratt i diskusjoner om DDT og tiltaksbehov.

Alle kjemiske analyser og biologiske tester er utført ved NIVA.

Alle takkes for sin innsats.

Ferdigstillelse av rapporten har vært utsatt i påvente av Odda kommunes reviderte miljømål. Nye miljømål er foreløpig ikke utarbeidet og rapporten ferdigstilles med eksisterende forslag til miljømål.

Oslo, 21.06. 2010

*Jens Skei*

---

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>6</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>12</b>
1.1 Bakgrunn	12
1.2 Målsetting	13
1.3 Området	13
1.4 Kostholdsråd	16
1.5 Risikoveilederen	16
<b>2. Materiale og metoder</b>	<b>17</b>
2.1 Prøvetaking	17
2.2 Analyser	19
2.3 Bioakkumuleringstest med <i>Nereis diversicolor</i> og <i>Hinia reticulata</i>	19
2.3.1 Bakgrunn	19
2.3.2 Organismene	20
2.3.3 Det eksperimentelle oppsettet	20
2.4 Hersediment-toksisitetstest med fjæremark, <i>Arenicola marina</i>	21
<b>3. Resultater og diskusjon</b>	<b>24</b>
3.1 Vanninnhold, kornfordeling og organisk innhold	24
3.2 Metaller i sedimentene	24
3.3 PAH i sedimentene	29
3.4 Bioakkumuleringstest (børstemark og nettsnegl)	29
3.4.1 Sedimentene som ble testet	29
3.4.2 Bioakkumulering fra sedimentene	30
3.5 Toksisitet av sedimenter (hersedimentttest med fjæremark, <i>Arenicola marina</i> )	32
<b>4. Risikoanalyse</b>	<b>35</b>
4.1 Trinn 1 – stoffenes risikobidrag	35
4.2 Trinn 2 – risiko for spredning, human helse og for økosystemet	36
4.2.1 Spredning	37
4.2.2 Human risiko	38
4.2.3 Human helse og økologi (metaller)	39
4.2.4 Human helse og økologi (PAH)	40
4.3 Oppsummering av risikoberegningene	41
<b>5. Plantevernmidlet DDT og forurensning i ytre deler av Sørfjorden</b>	<b>41</b>
5.1 Bakgrunn	41
<b>6. Definerings av miljømål</b>	<b>43</b>
6.1 Langsiktige forvaltningsmål	43

---

---

6.2 Lokale tiltaksmål	43
<b>7. Tiltaksplanen</b>	<b>44</b>
7.1 Prinsipper for gjennomføring av tiltaksplaner	44
7.2 Tiltaksalternativer – generelt	45
7.3 Sjøbunnarealer i Sørfjorden	46
7.4 Utslippshistorien i Odda-området	47
7.5 Tildekkingen i Eitrheimsvågen i 1992	47
7.6 Dagens utslippsituasjon	48
7.7 Dagens miljøtilstand i Sørfjorden	51
7.8 Anbefalinger vedrørende tiltak og oppfølgende undersøkelser	52
7.9 Tiltaksvurdering knyttet til DDT- forurenset jord	52
<b>8. Referanser</b>	<b>53</b>
<b>Vedlegg A. Beskrivelse av sedimentprøvene tatt i juni 2007</b>	<b>55</b>
<b>Vedlegg B. Resultater av analyser av metaller og PAH i sedimenter fra indre Sørfjorden, juni 2007.</b>	<b>62</b>
<b>Vedlegg C. Konsentrasjoner (mg/kg v.v.) av kadmium, kvikksølv og bly i organismer (<i>Nereis diversicolor</i> og <i>Hinia reticulata</i>) eksponert for sedimenter fra Sørfjorden og kontroll-sediment (bioakkumuleringstest)</b>	<b>63</b>
<b>Vedlegg D. Resultattabell, helsediment-toksisitetstest med fjæremark, <i>Arenicola marina</i>.</b>	<b>63</b>

---

## Sammendrag

Tiltaksplan fase 2 for indre Sørfjord er utarbeidet på grunnlag av:

- Eksisterende kunnskap om miljøforholdene i Sørfjorden (bunnsedimenter, biologi og vannkjemi) presentert i rapport fra fase 1, mange års overvåkning og utredninger gjennomført for forvaltning og industri
- Kunnskap om kostholdsråd
- Kunnskap om forurensningskilder og endring i tilførsler over tid
- Undersøkelser av den kjemiske sammensetningen av overflatesedimentene (0-5 cm) i området Tyssedal-Odda, bioakkumulering av miljøgifter i sedimentlevende dyr og toksisitetstesting på sedimentprøver innsamlet i juni 2007
- Risikovurdering, i henhold til SFTs risikoveileder, basert på resultater fra undersøkelsen i juni 2007

Vurdering av behov for tiltak knyttet til DDT-forurensing i ytre deler av Sørfjorden er basert på:

- Overvåkningsdata for DDT og nedbrytningsprodukter i blåskjell og fiskelever (flere 10-år)
- Utredninger knyttet til DDT og kildeopsporing

Målet med tiltaksplanarbeidet er å gi beslutningstagerne et grunnlag for å vurdere om tiltak (land og sjø) bør gjennomføres, hvilke tiltaksalternativer som eventuelt bør velges og i hvilken rekkefølge, omfang og hvilke miljømål som forventes å nås.

### *Sørfjorden – miljøstatus.*

- Fjorden var på 1970- og tidlig 80-tallet betegnet som en av verdens mest metallforurensede marine resipienter.
- Fjorden har vært overvåket mer eller mindre regelmessig siden 1979.
- Etter at hovedutslippet av avfallsstoffene fra sinkproduksjonen på Eitrheimsneset ble stoppet i 1986 og overført til fjellhaller, ble utslippene av metaller redusert med > 90 %. Dette medførte reduksjoner av metaller i vannmassen – spesielt dypere vannlag og redusert forurensingsnivå i fisk.
- I 1992 ble sjøbunnen i Eitrheimsvågen dekket til med duk (geomembran) og 30 cm med sand for å stoppe forurensningen av overflatevannet i fjorden. Dette resulterte i lavere forurensningsnivå i overflatevannet og i blåskjell.
- Nivåene av miljøgifter i vann, fisk og blåskjell har generelt gått ned, men fortsatt er det kostholdsråd på fisk og skalldyr i deler av fjorden på grunn av forhøyede nivåer av kvikksølv, kadmium, bly og PCB (sist vurdert i 2003).
- Undersøkelser av overflatesedimentene i vågen i 2001 viste et forurensingsnivå som ikke var vesentlig forskjellig fra det som ble rapportert før tildekkingen av vågen i 1992. Det betyr at tilførslene til Eitrheimsvågen også har vært store etter 1992. Dette skyldes trolig vedvarende punktkilder for regulære utslipp, tilførsler fra Bolidens kaiområde og episodiske uhellsutslipp.
- Nye undersøkelser av overflatesedimentene i hele området mellom Tyssedal og Odda i 2007 viste høyt forurensningsnivå i hele området til tross for store tiltak som er i verksatt de siste 20 årene for å stoppe forurensningen av fjorden.
- Overvåkingsresultatene fra 2008 viste små endringer i vannets metallinnhold sammenlignet med året før. Fortsatt viser vannanalysene høye metallkonsentrasjoner i dypvannet i fjorden og

---

fortsatt er det forhøyede nivåer av kvikksølv i fisk og blåskjell. Dypvannsfisk er ikke overvåket verken i 2007 eller i 2008.

#### *Konklusjoner fra sedimentundersøkelsene i 2007*

Undersøkelsen av sedimenter gjennomført i juni 2007 gir grunnlag for følgende konklusjoner:

- Nivået av metaller i det mest biologisk aktive laget var høyt i hele undersøkelsesområdet (tilstandsklasse IV og V). Nivåene var høyest i munningen av Eitrheimsvågen.
- Konsentrasjonene av metaller overskrider grenseverdier i trinn 1 i risikoveilederen.
- Nivået av PAH i de analyserte prøvene lå i tilstandsklasse IV og V. Nivåene var høyest ikke langt fra det tidligere utslippet fra Odda Smelteverk.
- Sedimentkjerner tatt sør for Eitrheimsneset viste høyere nivåer av metaller i de nederste sjiktene sammenlignet med overflaten, men det er en tendens til økning mot overflaten i de øvre 3 cm (dvs. sedimenter som er avsatt de siste 10 årene).
- Forklaringen på at de øvre sedimentlag er så forurenset fortsatt, og at det påvises en svak økning mot overflaten, må være at tilførslene var høyere i perioden 1997 - 2007 enn i 10-årsperioden før. Gravende dyr i sedimentet som frakter forurensning mot overflaten vil også bidra til å opprettholde høye metallnivåer i overflatesedimentene.

Undersøkelse av bioakkumulering av metaller og PAH i sedimentlevende dyr gir grunnlag for følgende konklusjoner:

- Sedimentene i Eitrheimsvågen er meget forurenset av metaller og det ble observert bioakkumulering av kvikksølv i snegl eksponert for dette sedimentet som var en faktor ~7 høyere enn i kontrollgruppen.
- Bly akkumulerte i mark fra dette sedimentet en faktor ~17 høyere enn i kontrollgruppen og i snegl en faktor ~28 høyere enn kontrollgruppen.
- Tatt i betraktning de svært høye nivåene av metaller i sedimentene så var nivåene i testorganismene forholdsvis moderate. Dette innebærer at det ikke er en lineær sammenheng mellom nivåer i sedimentene og nivåer i organismene.

Toksisitetstesting av sedimentene ga følgende indikasjoner:

- Dødelighet av *Arenicola* (fjæremark) eksponert for sediment fra Eitrheimsvågen var på grensen til uakseptabel risiko i følge risikoveilederen.
- Sedimentene fra Eitrheimsvågen og fra havnebassengets østside var mindre attraktive for fjæremarken, enn kontrollsediment, etter 10 dagers eksponering.

Bruk av risikoveilederen for forurensete sedimenter gav følgende indikasjoner:

- Høyt forurensningsnivå i sedimentene medfører at terskelnivåer for trinn 1 i veilederen overskrides.
- Potensialet for spredning er størst for sink, naftalen og fenantren. Spredningsberegninger av metaller basert på risikoveilederen gir en faktor 10 lavere spredningstall enn basert på direkte fluksmålinger gjort eksperimentelt på sedimentene i 1987. Dette henger sannsynligvis sammen med at det er komplisert å beregne teoretiske fordelingskoeffisienter ( $K_d$ -verdier) for metaller i sedimenter.
- Human risiko basert på teoretisk opptak i sjømat viser at kvikksølv og bly utgjør størst risiko og at det geografisk ikke uventet er størst risiko knyttet til sedimenter nær Eitrheimsvågen og på østsiden av Eitrheimsneset.
- Økologisk risiko knyttet til de forurensete sedimentene er teoretisk størst når det gjelder sink. Det er viktig å påpeke at nivåene av sink i sedimentene er unormalt høye.
- Risikoveilederen er basert på teoretiske beregninger. Det er derfor viktig å kunne supplere med faktiske data på for eksempel biotilgjengelighet og bioakkumulering. Data fra slike



målinger i sedimentlevende dyr bidrar til å redusere risikoen i forhold til human eksponering og økologiske effekter basert på risikoveilederen.

#### *Miljømål*

Et forslag til langsiktige, overordnede forvaltningsmål kan være:

- Kvaliteten av bunnsedimentene skal ikke være til hinder for utøvelse av friluftsliv, yrkesfiske, havnedrift og industriaktivitet.
- Forurensede sedimenter skal ikke føre til langsiktige, negative effekter på økosystemet.

I tillegg til de langsiktige og til dels regionale målene kan det være nyttig å anvende et lokalt tiltaks mål:

- Redusere faren for spredning av forurensning (det innebærer tiltak i grunne områder hvor faren for spredning er størst).

Det er viktig at miljømålene forankres lokalt og at lokalsamfunnet (kommuner, næringsliv, interesseorganisasjoner og befolkning) får et eierskap til disse målene.

#### *Forslag om tiltak*

Det er store sedimentflater som er forurenset i Sørfjorden og dette skaper usikkerhet om virkningsgraden av å gjøre sedimenttiltak på små flater innerst i fjorden. Det er fortsatt aktive landbaserte landbaserte kilder. Dette gjelder både diffuse tilførsler, spesielt i forbindelse med forurensning fra kaiområdet på Eitrheimsneset, avrenning fra deponiområdet helt innerst i Eitrheimsvågen (bak spuntveggen), samt regulære (konsesjonsbelagte) utslipp både fra Boliden og Eramet

#### *Tiltak som bør vurderes videre*

- En generell forutsetning for sedimenttiltak er at tilførslene (regulære utslipp og diffuse tilførsler) ikke er så store at rekontaminering av tiltaksområdet skjer.
- Når tilstrekkelig kildekontroll er oppnådd i indre Sørfjorden, anbefales supplerende tildekking av bunnsedimentene i Eitrheimsvågen. Hvis tildekking gjennomføres bør tiltaksområdet utvides noe i munningsområdet til vågen hvor forurensningen er høyest. Begrunnelsen for tiltak i Eitrheimsvågen er at denne grunne bukta må betraktes som et kildeområde for metallforurensning.
- Hele bunnarealet fra Lindeneset til kaiområdet i Odda sentrum er sterkt forurenset av metaller og PAH. Det er praktisk mulig å gjennomføre en tynnsjikttildekking av sedimentene, men det bør gjøres en nøye vurdering om kostnadene står i forhold til miljøgevinsten og om det er sannsynlig å oppnå god nok kildekontroll. Det foreslås at planene for tiltak i havnebassenget foreløpig legges på is.
- Det vurderes som en umulig oppgave å gjøre tekniske tiltak som omfatter alle kildene til DDT rundt Sørfjorden (dvs. jordsmonnet i alle frukthagene). Undersøkelser har vist at hageområder hvor det er gjort betydelig jordarbeid (omarbeiding av jord i forbindelse med nyplanting, flatehogst av skog med tunge maskiner nær frukthager som forstyrrer jordmonnet) er meget utsatt for utvasking av forurensede jordpartikler i nedbørsrike perioder. Denne utvaskingen forsterkes trolig gjennom økt innhold av løst organisk karbon i jordvæsken som følge av reduksjon i sur nedbør. Så et avbøtende tiltak er å unngå omarbeiding av jord og gravearbeid på den tiden av året hvor nedbøren er størst. Et annet avbøtende tiltak er å sørge for kantvegetasjon nede ved sjøen, nedenfor frukthagene, for å redusere jorderosjon og transport av DDT til sjøen.

## Summary

Title: Remediation plan for contaminated sediments in Sjørfjorden (phase 2)

Year: 2010

Author: Jens Skei, Anders Ruus, Hans C. Nilsson, Aud Helland og Amund Maage (NIFES)

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-5738-0

The remediation plan for the inner Sjørfjord (phase 2) is based on:

- Existing knowledge of the environmental conditions in the fjord (bottom sediments, biota and water chemistry).
- Knowledge about advisory on human consumption of fish and shellfish.
- Knowledge of pollutant sources and changes over time.
- Investigations of the chemical composition of surface sediments (0-5 cm) in the area between Tyssedal and Odda, bioaccumulation of contaminants in sediment living organisms and toxicity testing of sediment samples collected in June 2007.
- Risk assessments.

The evaluation of remedial actions regarding DDT contamination in the outer part of the fjord is based on:

- Monitoring data for DDT and metabolites in blue mussels and fish liver (several decades).
- Assessments related to DDT and source identification.

The objective of the holistic remediation plan is to provide advices to the decision makers regarding alternative remedial actions, level of ambitions and environmental goals.

### *Sjørfjorden – environmental status*

- The fjord was in 1970ies and 1980ies considered as one of the most metal contaminated marine sites in Norway.
- The fjord has been monitored regularly since 1979.
- Following the removal of the jarosite discharge to the fjord in 1986, the input of metals to the fjord was reduced by more than 90 %. This resulted in lower levels of metals in the water, particularly at depth, as well as reductions in the level of metals in fish.
- In 1992 the sea bed of a small bay, Eitrheimsvågen, was capped with a geotextile and 30 cm with sand to reduce the contamination of the surface water of the fjord. This resulted in reduced levels of metals in the surface water and in blue mussels.
- The levels of contaminants in fish and shellfish have generally been reduced, but still dietary restrictions on the human consumption of fish and shellfish exist, due to elevated levels of mercury, cadmium, lead and PCB.
- Recent investigations (2001) of the level of contamination of the surface sediments of Eitrheimsvågen indicated substantial levels, most likely due to lack of source control following the capping of the sediments.
- New investigations in 2007 confirmed these findings, showing considerable level of contamination of the surface sediments, despite of efforts during the last 20 years to reduce the input of metals.
- Monitoring results from 2008 indicated small changes compared to the previous year. The levels of metals, particularly in the deep water are still high and elevated levels of mercury in fish and mussels are still evident.

### *Conclusions from the investigations in 2007*

A sediment survey was conducted in June 2007 and the conclusions are:

- The levels of metals in the most biologically active surface layer were very high in the entire area of investigation. Maximum levels were recorded near the mouth of Eitrheimsvågen.
- The levels of PAH were also very high, particularly near a historical source from a shut down smelter.
- Sediment cores showed higher levels down core, but there is a tendency of increasing levels towards the upper surface.
- The explanation of the latter is most likely diffusive sources, repeated accidental spills and/or regular discharges from the zinc smelter over the years since the major actions to reduce discharges were fulfilled in 1986 and 1992. Additionally, bottom dwelling animals may bring contaminants from below to the upper sediment surface.

Investigations of bioaccumulation of metals and PAH in sediment living organisms lead to the following conclusions:

- The sediments of Eitrheimsvågen are highly contaminated by metals and the bioaccumulation of mercury was a factor 7 higher than in the control group.
- Lead accumulated in polychaetes and the median concentration was 17 times higher compared to the control group and in snails a difference of 28 times the control group was recorded.
- Considering the extreme metal levels in the sediments the levels in the test organisms were moderate. This suggests that the bioavailability of the metals is moderate.

Toxicity testing of the sediments indicated the following:

- The death rate of *Arenicola* exposed to sediments from Eitrheimsvågen was close to unacceptable risk.
- The sediments from Eitrheimsvågen and the harbour basin of Odda were less attractive to the test organism *Arenicola* compared to the control sediment after 10 days exposure.

Use of a risk assessment tool for contaminated sediments lead to the following conclusions:

- High level of sediment contamination exceeded step 1 in the risk assessment guidelines.
- The potential of dispersal of contaminants is higher for zinc, naphthalene and phenanthrene compared to the other components tested. Theoretical assessment of dispersal gave a factor of 10 lower values compared with data from experimental studies. This may be due to problems with the application of  $K_d$ -values for metals.
- Human risk based on theoretical uptake in sea food indicated that mercury and lead was the main contributor to risk, and that the risk was highest related to sediments from the shallow Eitrheimsvågen.
- Ecological risk is highest related to zinc, due to very high levels in the sediments
- The risk analysis guidelines used are based on theoretical values. Consequently, it is important to provide real data on bioavailability and bioaccumulation.

### *Environmental goals*

A proposed long term goal is:

- To assure that the quality of the bottom sediments creates no user conflict.
- To assure that the quality of the bottom sediments has no long term negative effect on the ecosystem.

Additionally, it may be useful to apply local remediation goals, like:

- Reduce the risk of dispersal of contaminants from shallow areas and hot spots.

It is important that the environmental ambitions related to remediation have a local stakeholder acceptance.

*Proposed remedial actions*

Large areas of the sea bed in Sjøfjorden are contaminated and uncertainties exist about the efficiency of applying remediation on hot spots. Additionally, there are still active land based sources. This is related to diffusive sources like spillage of ore concentrate during ship unloading, seepage from contaminated land areas and regular discharges from the local industry.

*Recommendations to be considered*

- A general supposition for sediment remediation is sufficient source control to avoid recontamination of the remediated area.
- When acceptable source control has been achieved, additional capping of Eitrheimsvågen is recommended. This advice is based on risk of dispersal of contaminants from the shallow bay to other areas.
- The entire seabed in the harbour area of Odda is contaminated with metals and PAH. Thin layer capping is technically feasible, but it is uncertain whether environmental benefits are matching the costs. Consequently, further plans of sediment remediation in the harbour basin are halted.
- It is considered not feasible to do technical remediation to eliminate the sources of DDT-sources on land to stop input of DDT to the fjord. It is likely that most fruit districts along the fjord applied DDT as an insecticide prior to 1970 (when it was legal) and that the soil is still contaminated. Reworking of soil during rainy periods causes flushing and soil erosion and transport of DDT to the fjord. It is recommended to avoid this as well as to maintain a vegetation belt close to the water to prevent soil erosion.

---

# 1. Innledning

## 1.1 Bakgrunn

I Stortingsmelding nr.12 'Rent og rikt hav' fra 2002 ble det fokusert på en helhetlig forvaltning av kyst- og havområdene. Miljøgifter er vurdert som en trussel for de marine næringene og forurensede sedimenter er en del av dette trusselbildet. Med SFTs rapport om miljøgifter i norske fjorder som utgangspunkt, tok stortingsmeldingen for seg forurensede sedimenter og behov for en nasjonal plan for tiltak basert på fylkesvise tiltaksplaner. Dette var starten på en stor satsing for å tilrettelegge for lokalt tilpassede tiltak som skal redusere trusselen fra forurensede sedimenter mot bruk og utvikling av fjord- og kystområder. En klar forutsetning for dette var at det sørges for kildekontroll når det gjelder landbaserte tilførsler slik at en opprydding i sedimentene får en langsiktig effekt. Det ble likeledes forutsatt at tiltak skal være samfunnsøkonomisk lønnsomme.

'Rent og rikt hav' legger rammene for arbeidet med opprydding i forurensede sedimenter i norske fjorder. I meldingen er de fylkesvise tiltaksplanene presentert som det helhetlige grepet som skal sikre lokal forankring. SFT i samråd med fylkesmennene valgte ut 17 fjordområder som det skulle lages tiltaksplaner for. Av disse ligger følgende to områder i Hordaland:

- Byfjorden i Bergen
- Sørfjorden i Hardanger

Alex Stewart Environmental Services AS (Hardanger Miljøsenster as) gjennomførte fase 1 for tiltaksplanen for Sørfjorden på oppdrag av Fylkesmannen i Hordaland i 2003. I rapporten fra fase 1 er det presentert et forslag til oppfølging i fase 2. Følgende anbefalinger ble presentert:

- Sørg for å opprettholde omfanget av overvåking i Sørfjorden mht. miljøgifter og oksygenforhold
- Avgrens området med forurenset sediment i indre Sørfjorden ved hjelp av detaljert kartlegging
- Avklare i hvilken grad metaller i sedimentene er biotilgjengelig
- Vurdere behov for tiltak i Eitrheimsvågen
- Vurdere kost-nytte av ulike tiltak

Dette er alle forslag knyttet til selve fjorden. I tillegg ble det i rapporten fra fase 1 påpekt behov for kontroll med deponi og forurenset grunn ved Odda Smelteverk (nedlagt), avfallsmottaket på Lindenes, PCB-kilden i Tyssedal (er håndtert), sporing av DDT (er håndtert) og utslipp til luft.

I oppfølgingen av arbeidene gjort i fase 1 for Sørfjorden valgte SFT og Fylkesmannen å konsentrere seg i første omgang om sporing av kildene til DDT til fjorden. UNIFOB i Bergen gjennomførte en kartleggingsundersøkelse i 2006. I 2009 gjennomførte Bioforsk en supplerende undersøkelse av DDT i jord (Amundsen, 2009). På grunnlag av disse undersøkelsene og overvåkningsdata fra fjorden er det nå gjort en ny tiltaksvurdering knyttet til DDT.

For å avklare forhold knyttet til biotilgjengelighet av metaller og en oppdatering av nivåer av metaller og PAH i sedimentene innerst i Sørfjorden ble det besluttet å gjennomføre en sedimentkartlegging innerst i fjorden, uten videre kildekartlegging på land. Dette ble gjort i juni 2007. Det Norske Veritas gjennomførte en sedimentkartlegging i havnebassenget i Odda i 2006 på oppdrag av Boliden Odda AS og resultatene fra denne undersøkelsen er også lagt til grunn i forbindelse med tiltaksvurderingene (DNV, 2006). I tillegg gjorde DNV på oppdrag av Boliden en vurdering av tiltaksplan for forurensede sedimenter, med fokus på dagens utslippssituasjon (DNV, 2009).

## 1.2 Målsetting

Målsettingen for fase 2 er av oppdragsgiver (Fylkets Miljøvernnavdeling i Hordaland) definert slik:

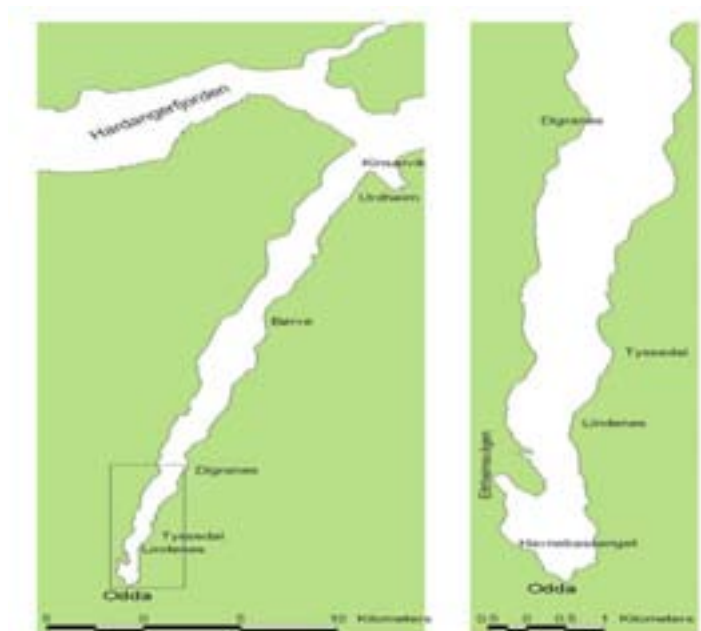
- Utarbeide en rapport som skal beskrive en tiltaksplan for forurensede sedimenter i Sørfjordens indre del
- I tiltaksplanen skal miljømål for Sørfjorden og dets sedimenter defineres
- Planen skal omfatte en vurdering av hvilke tiltak som bør iverksettes i hvilke områder, til hvilken tid og til hvilken kostnad for at miljømålene skal nås
- Ut fra beregning av risiko for spredning av miljøgiftene, samt en kost-nytte-vurdering, skal området rangeres med hensyn på tiltak
- Planen skal inneholde forslag til finansiering av tiltakene, basert på en vurdering av hvem som er ansvarlig ifølge forurensningsloven.

Forslag til finansiering av tiltakene er ikke presentert. Det henger sammen med at sedimenttiltak først er aktuelt nå landbaserte tiltak er gjennomført for å redusere tilførslene til fjorden.

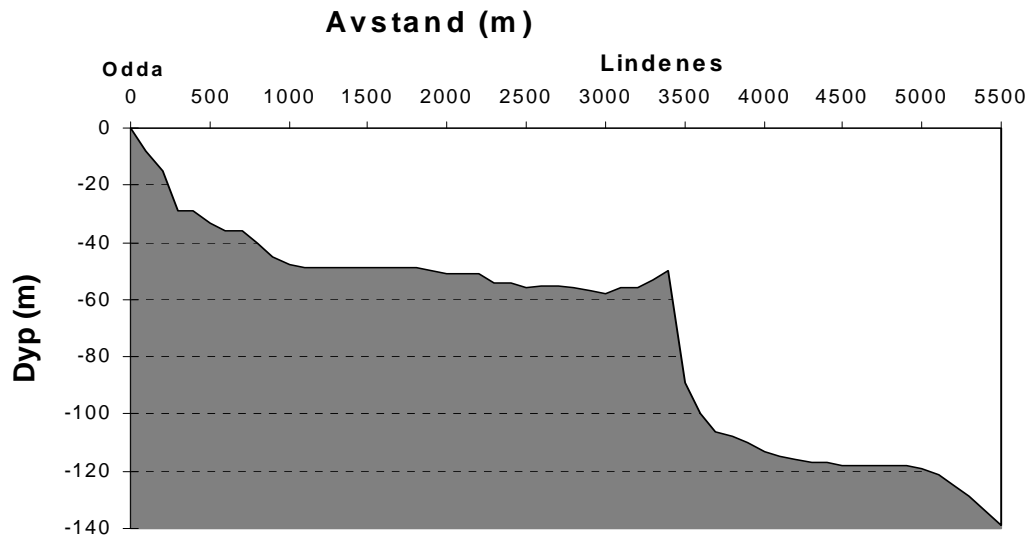
En tilleggsmålsetting ble definert høsten 2008. Rapporten skal også innholde en vurdering av forholdene med hensyn til DDT-forurensing i ytre del av Sørfjorden og grunnlag for tiltak. Her er lagt til grunn UNIFOBs kartlegging i 2006 (UNIFOB, 2006), NIVAs overvåkingsresultater og Bioforsk sin undersøkelse i 2009 (Amundsen, 2009).

## 1.3 Området

Sørfjorden er ca. 38 km lang, rett og relativt smal (Fig.1) Innenfor Lindenes er fjorden relativt grunn, med omkring 40-45 m dyp i havnebassenget og økende til omkring 60 m dyp ved Lindenes. Videre utover øker dyppet raskt og når 200 m litt nord for Tyssedal (Fig.2) og 300 m dyp litt nord for Digraneset. Mellom Digraneset og Børve er et langstrakt område der fjorden har sitt største dyp på 385-387 m.



Figur 1. Kart over Sørfjorden. Området sør for Tyssedal kan betegnes som det potensielle oppryddingsområdet

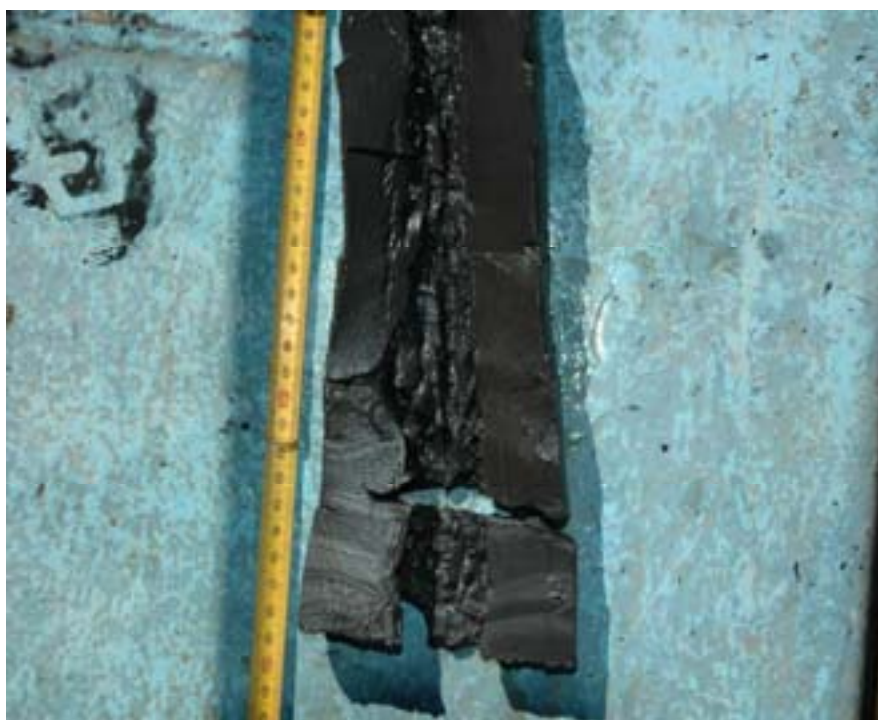


Figur 2. Langsgående bunnprofil fra Odde til Tyssedal. Indre del av Sør fjorden har ingen terskel av betydning som kan hindre vannutskiftningen.

Eitrheimsvågen (Fig1) er en grunn bukt hvor tiltak ble gjennomført i 1992. Ca. 90.000 m<sup>2</sup> forurenset sjøbunn ble dekket til med membran (geotekstil) og et ca. 30 cm lag med sand. Ellers er sedimentene syd for Tyssedal sterkt preget av mange år med store industriutslipp. Tykkelsen av det forurensete laget i indre fjord overskrider 50 cm utenfor Eitrheimsneset og i de områdene i havnebassenget som befinner seg nært utslippspunktene av slam fra Odde smelteverk er det antatt å ligge flere meter tykke lag med industrislam. Det er visuelt enkelt å skille mellom sedimenter påvirket av utslipp fra Norzink (nå Boliden Odde AS) (Fig.3) og utslipp fra Odde Smelteverk (Fig.4).



*Figur 3. Sedimentkjerne fra st.5 (øst for Eitrheimsneset ). Kjernen viste 3 cm med normalt sediment i toppen (ikke med på bildet), deretter 60 cm okerfarget slam (jarositt), ca 15 cm rødt og oransje sediment og deretter sorte sedimenter i bunnen (nederst på bildet).*



*Fig.4. Sort, bløtt kalkslam fra Odda Smelteverk. Sedimentet luktet stedvis sterkt av ammoniakk.*



## 1.4 Kostholdsråd

Forurensningssituasjonen i Sjørfjorden har ført til at Mattilsynet har satt kostholdsråd for området (første gang i 1973). Gjeldende kostholdsråd (30 år senere) er satt på bakgrunn av forurensningen med kadmium, bly, kvikksølv og PCB og ble sist vurdert i 2003. Kostholdsrådet lyder som følger:

- *Gravide og ammende bør ikke spise fisk og skalldyr fanget i Sjørfjorden innenfor en linje mellom Grimo og Krossanes (munningen av Sjørfjorden).*
- *Konsum av skjell og dypvannsfisk, som brosme og lange, fanget i Sjørfjorden innenfor en linje mellom Grimo og Krossanes frarådes.*
- *Konsum mer enn én gang i uken av torsk og konsum av lever fra fisk fanget i indre Sjørfjorden innenfor Måge frarådes.*

## 1.5 Risikoveilederen

Veilederen for risikovurdering av forurensede sedimenter er utarbeidet til bruk ved prioritering av fjordområder for eventuelle tiltak (Breedveld m. fl. 2005, med revisjoner i 2007). Risikovurderingen gjøres trinnvis der hvert trinn er mindre konservativt enn det foregående, hvilket hindrer at unødig innsats brukes på områder som utgjør en ubetydelig risiko for miljøet, og som innledningsvis blir friskmeldt. Hovedstrukturen for risikovurderingssystemet er angitt i figur 5.

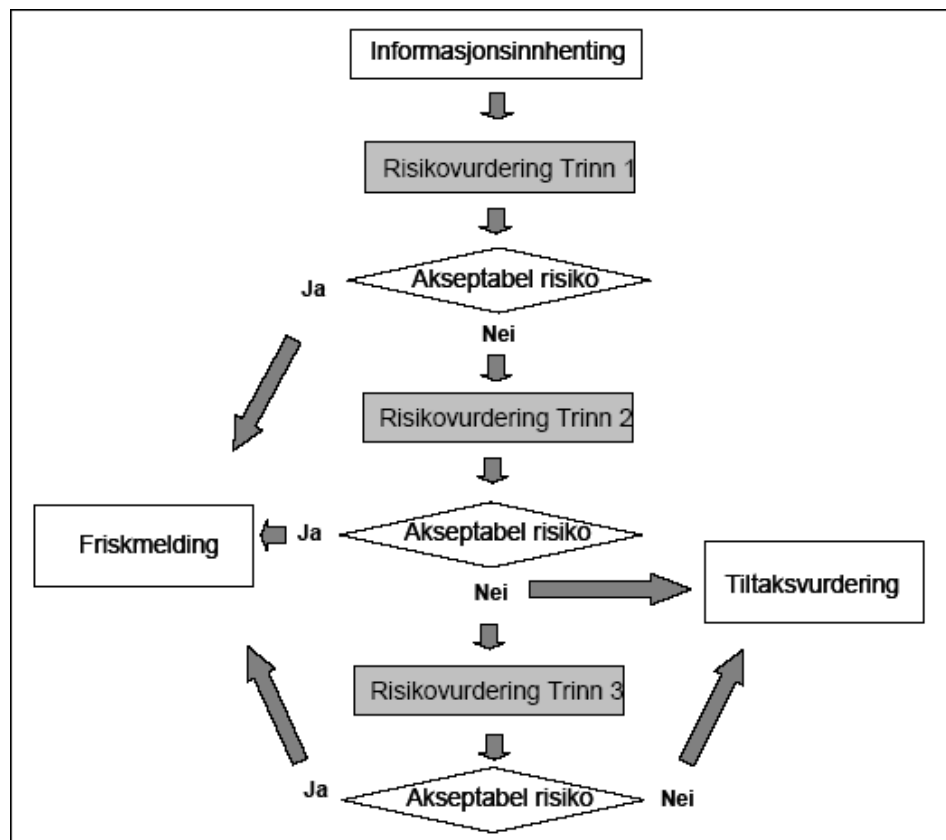


Fig.5 Hovedstrukturen for risikovurderingssystemet.

**Trinn 1** har som siktemål å skille områder med ubetydelig risiko fra de som bør vurderes videre. Ved å sammenligne måldata fra sedimentet med allmenngyldige grenseverdier for akseptable konsentrasjoner og giftighet, vurderes det om sedimentene utgjør en **potensiell risiko**. Grenseverdiene omfatter både sedimentets innhold av miljøgifter og giftighet gjennom et utvalg generelle toksisitetstester. Toksisitetstester er inkludert i trinn 1 for å dekke risikobidraget fra toksiske stoffer som ikke er kjemisk identifisert. Som grunnlag for trinn 1, er det behov for minimum 5 overflateprøver i hvert område. Dersom en eller flere av grenseverdiene overskrides i en eller flere av prøvene, er den potensielle risikoen som sedimentene representerer ikke ubetydelig og trinn 2 i risikovurderingen bør gjennomføres.

**Trinn 2** er en mer omfattende prosess og har som mål å vurdere om sedimentet utgjør en **aktuell risiko** ut fra stedlige forhold. Trinn 2 omfatter tre uavhengige vurderinger:

- A. Risiko for spredning
- B. Risiko for human helse
- C. Risiko for økosystemet

**Risiko for spredning** vurderes ut fra beregnet miljøgifttransport fra sediment til vannmassene via diffusjon og bioturbasjon (dyrs gravende virksomhet), oppvirvling som følge av vannstrømmer, bølger og skipstrafikk og spredning gjennom opptak i organismer.

**Risiko for human helse** vurderes ut fra hvordan et risikoområde brukes: rekreasjon, fangst av fisk og skalldyr osv. Eksponeringsveier er via konsum av fisk og skalldyr, samt inntak av og kontakt med sediment og vann. Dette benyttes for å beregne en livstidsbelastning som sammenlignes med maksimal akseptabel risiko for human helse.

**Risiko for økosystemet** vurderes ut fra estimert eksponering i forhold til grenseverdier for effekter i vann og sediment. I tillegg anbefales det at vurderingsgrunnlaget styrkes ved gjennomføring av 2 helsedimenttester, test på effekter på atferd og overlevelse, og test på bioakkumulering ved eksponering direkte for sedimentet.

Hvis Trinn 2 viser at risikoen fra sedimentene er uakseptabel kan man velge å gå til tiltaksvurdering, eventuelt å gå videre til å gjennomføre risikovurdering Trinn 3.

**Trinn 3** omfatter utvidete målinger lokalt for å verifisere og presisere de beregningene som er gjort i Trinn 2. Dette brukes for å klargjøre om den **reelle risiko** er lik den som er estimert i Trinn 2. Strukturen og målsetningen for Trinn 3 er derfor i utgangspunktet det samme som i Trinn 2 og konklusjonene brukes på samme måte, men vurderingen i Trinn 3 er bedre forankret i lokale forhold og skal derfor gi et sikrere beslutningsgrunnlag for tiltak. Innholdet i Trinn 3 vil måtte skreddersyes til den enkelte situasjon. Veilederen fokuserer på de antatt mest kritiske faktorene for påliteligheten av risikovurderingen, og skisserer hvilke undersøkelser som kan være aktuelle for å skaffe lokal informasjon om disse.

## 2. Materiale og metoder

### 2.1 Prøvetaking

Feltarbeid ble gjennomført i perioden 11-14. juni 2007, koordinert med sedimentprøvetaking knyttet til statlig overvåkningsprogram i Sørfjorden. F/F Hans Brattstrøm fra Universitetet i Bergen ble brukt som fartøy.

Det ble brukt en Niemistø kjerneprøvetaker for innsamling av kjerner på alle stasjoner bortsett fra prøver i Eitrheimsvågen som ble tatt med liten grabb fra gummiått. Her ble det tatt 10 grabbhugg på forskjellige lokaliteter for å få en representativ prøve for overflatesedimentene i vågen til kjemisk analyse og til bruk for bioakkumuleringsforsøk og tokstesting. Grabbprøvene i vågen ble tatt innenfor et areal på ca. 50.000 m<sup>2</sup>. En Olauson bokscorer ble brukt på stasjon 7 og 13 (fig.6), hvor prøver til bioakkumuleringsforsøk og tokstesting ble innsamlet. De øverste 5 cm av sedimentet i boks-coreren ble fjernet. For å få ca. 10 l prøve ble to boks-corere tatt fra både stasjon 7 og 13.

Prøver til kjemiske analyser ble tatt fra de øvre 5 cm av sedimentet som antas å representere den delen av sedimentet som har størst biologisk aktivitet. Det bør imidlertid påpekes at gravende dyr ble observert både 15 og 20 cm nede i sedimentet på noen stasjoner. På st. 6 og st. 20 ble prøvene snittet i 1 cm snitt ned til henholdsvis 9 og 6 cm for å få en detaljert beskrivelse av kjemien i de øvre sedimentlag. En oversikt over det innsamlede prøvematerialet er vist i Vedlegg A.

Testene for bioakkumulering og sedimenttoksisitet involverer et kontroll-/referansesediment. Dette sedimentet ble samlet inn i Rambergbukta, som ligger på vestsiden av Jeløya i Oslofjorden. Dette er sediment som har vist seg å inneholde bakgrunnskonsentrasjoner av ulike miljøgifter (Skei et al. 2002). På denne lokaliteten ble også organismene til bioakkumuleringstesten (*Nereis diversicolor* og *Hinia reticulata*) samlet inn.

Figur 6 viser stasjonskartet for sedimentprøvetakingen.

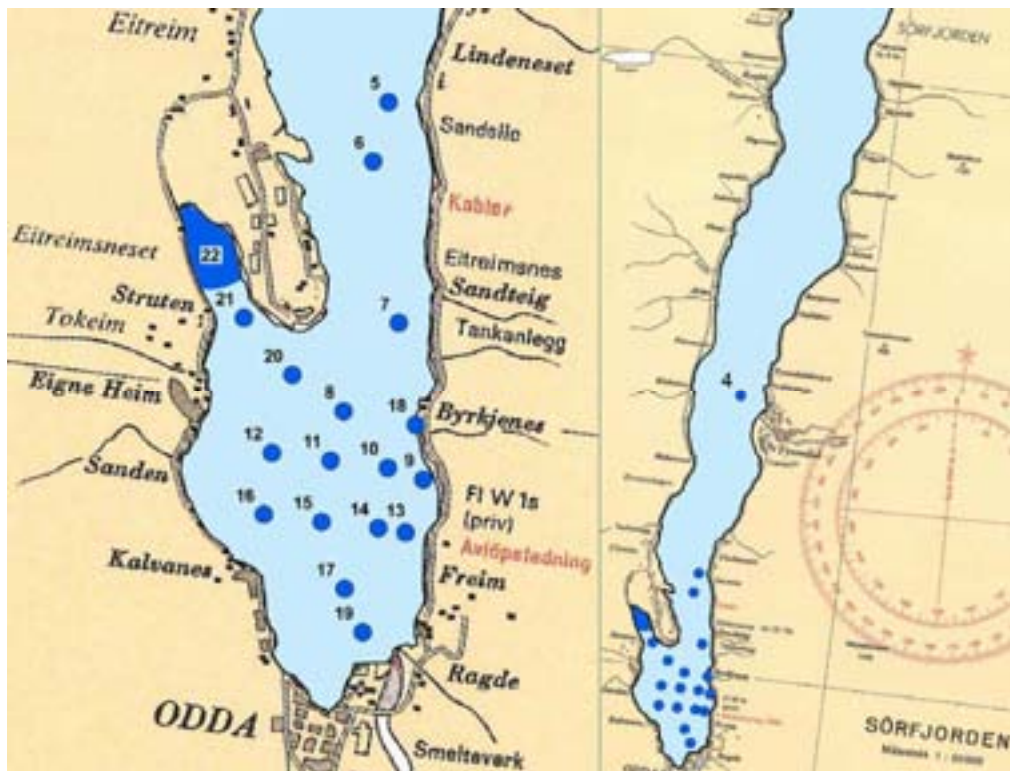


Fig. 6. Kartet viser stasjonsplassering i området Tyssedal- Odda. Prøver for bioakkumulering og toksisitetstesting er tatt på stasjonene 7, 13 og 22. Prøven fra stasjon 22 angir en blandprøve fra 10 lokaliteter i det tildekte området. Stasjon 21 er like på utsiden av tildekkingsområdet.

## 2.2 Analyser

Sedimentprøvene er kornfordelt og fraksjon finere enn sand (<63µm) ble bestemt. Det er gjort analyser av vanninnhold, organisk innhold (TOC), kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), bly (Pb) og sink (Zn) på samtlige prøver (totalt 33 prøver). På 10 overflateprøver (0-5 cm), hovedsakelig fra havnebassenget, er det gjort analyser av PAH-16. Resultatene er vist i Vedlegg B.

Resultatene er vurdert i henhold til SFTs reviderte dokument for klassifisering av sedimentkvalitet (Tabell 1). Sedimentprøvene som ble anvendt i bioakkumuleringstest og helsesedimenttoksisitetstest ble analysert for Cd, Hg og Pb, samt totalt organisk karbon (TOC) og fraksjon finere enn sand (<63µm).

Tabell.1. Grenseverdier for klassifisering av sedimentkvalitet (I=bakgrunn, II= god, III=moderat, IV= dårlig og V= svært dårlig)

Variable	Tilstandsklasser				
	I	II	III	IV	V
Bly (mg Pb/kg)	< 30	30 – 120	120 – 600	600 – 1500	> 1500
Kadmium (mg Cd/kg)	< 0,25	0,25 – 1	1 – 5	5 – 10	> 10
Kobber (mg Cu/kg)	< 35	35 – 150	150 – 700	700 – 1500	> 1500
Kvikksølv (mg Hg/kg)	< 0,15	0,15 – 0,6	0,6 – 3	3 – 5	> 5
Sink (mg Zn/kg)	< 150	150 -700	700 – 3000	3000 – 10000	> 10000
Σ PAH (µg/kg)	< 300	300 – 2000	2000 – 6000	6000 – 20000	> 20000

## 2.3 Bioakkumuleringstest med *Nereis diversicolor* og *Hinia reticulata*

### 2.3.1 Bakgrunn

Kunnskap om miljøgifters akkumulering i bunnlevende organismer har både økologisk relevans og relevans for menneskers kosthold (gjennom betydningen av sedimentlevende organismer som byttedyr for fisk). Kunnskap om biotilgjengeligheten til miljøgifter kan vanskelig estimeres kun ved hjelp av kjemisk analyse av miljøgifter i sedimenter. Årsakene er blant annet at ulike fysiske-kjemiske egenskaper hos ulike miljøgifter (f.eks. fettløselighet og motstandsdyktighet mot biologisk nedbrytning), samt egenskaper ved sedimentet (f.eks. partikkelstørrelse og organisk innhold), vil påvirke biotilgjengelighet. Av de samme årsakene kan det også være vanskelig å ekstrapolere resultater fra studier av én miljøgift, over til andre miljøgifter. Det er derfor høyst relevant å evaluere biotilgjengelighet ved å måle opptak eller akkumulering av spesifikke miljøgifter i sedimentlevende organismer. Slike biotilgjengelighetstester for miljøgifter i sedimenter har vært arbeidet med i en rekke land, i de fleste tilfeller som verktøy i vurderinger av miljøfarligheten av mudret sediment. Den mest omfattende dokumentasjonen har blitt produsert av det amerikanske Environmental Protection Agency, EPA (Lee et al. 1991). Nå inngår en slik test også i trinn 2 i risikovurderinger av forurenset sediment, i følge den tidligere nevnte veilederen for risikovurdering av forurenset sediment ("Risikoveilederen").

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

---

### 2.3.2 Organismene

Det benyttes to arter i dette oppsettet for testing av biotilgjengelighet. Den ene er flerbørstemarken *Nereis (Hediste) diversicolor* og den andre er nettsnegl, *Hinia (Nassarius) reticulata* (Fig. 7). Begge artene er vanlige på grunt vann langs Norskekysten. Flerbørstemarken (*N. diversicolor*) er utbredt langs Europas kyster, fra Middelhavet til Helgelandskysten, samt vest i Østersjøen. Den finnes fortrinnsvis på grunt vann (i tidevannssonen) og kan der forekomme i svært høye tettheter. Nettsnegl finnes i fjæra og ned til ca. 15 m dyp. Den er utbredt fra Kanariøyene og Azorene i sør, til Lofoten i nord. Begge artene foretrekker sand- og mudderbunn og er tolerante overfor lave saltholdigheter. Børstemarken er omnivor ("altetende"), mens nettsnegl er åtseleter og rovdyr, men kan også nyttiggjøre seg organisk materiale i sedimentet. Sedimentlevende evertebrater, slik som *Nereis* og *Hinia*, er den viktigste næringskilden for mange bunnlevende fisk og vil derfor kunne bidra til transport av enkelte miljøgifter oppover i næringskjeden (Ruus, 2001).

### 2.3.3 Det eksperimentelle oppsettet

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

De aktuelle sedimentene ble homogenisert ved hjelp av en "malingblander" (til sedimentbruk), montert på en elektrisk drill. 1,2 L sediment ble så tilsatt hvert av akvariene (3 akvarier per sediment/stasjon; 15 × 20 × 22 cm glassakvarier). Prøver av kontrollsediment og sedimenter fra de aktuelle stasjonene i Sørfjorden ble samtidig tatt ut til kjemisk analyse. Akvariene ble tilkoblet vann fra 60 m dyp ved NIVAs marine forskningsstasjon Solbergstrand.

Deretter ble organismene tilsatt (20 børstemark og 10 snegl i hvert akvarium). Etter 28 døgns eksponering ble dyrene silt ut og børstemarkene ble oppbevart i et begerglass med vann (fra 60 m dyp) i 8-12 timer for å tømme eventuelle rester av sediment i tarmen. Sneglene ble tatt ut av skallet ved hjelp av en nøtteknekker. Deretter ble alle dyrene fordelt på prøveglass og frosset. Prøvene ble oppbevart nedfrys for analyse.

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

Organismene ble analysert for Cd, Hg og Pb. De kjemiske analysene som ble gjennomført i forbindelse med bioakkumuleringstesten ble alle utført på NIVAs laboratorium. Laboratoriet er akkreditert (i hht. NS-EN45001 og ISO/IEC Guide 25).

**a.****b.**

Figur 7. Fotografi av flerbørstemarken *Nereis diversicolor* (a.) og nettsnegl, *Hinia reticulata* (b.).

## 2.4 Hersediment-toksisitetstest med fjæremark, *Arenicola marina*

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

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

Testen med *Arenicola marina* ble utført på sedimentene fra Eitheimsvågen og Sørfjorden st. 13 som følger: De aktuelle sedimentene ble homogenisert igjen (på samme måte som beskrevet i forbindelse med bioakkumuleringstesten), siden en viss sedimentering av de minste partiklene er forventet under lagring. Prøver av helsedimentet ble så tilsatt til ~5 cm dybde i 3 replikate kar (små kvadratiske, av plast). Sjøvann (fra 60 m dyp, utenfor NIVAs marine forskningsstasjon Solbergstrand) ble tilsatt til 10 cm fra bunnen av karene. Oksygenforsyning ble besørget ved luftbobling (akvariepumper med svak luftstrøm). Fjæremarken ble tilsatt i karene påfølgende døgn. 5 mark ble tilsatt hvert akvarium (Fig. 8).

a.



b.



*Figur 8. Fjæremark (Arenicola marina) som er i ferd med å grave seg ned i sediment (en av enhetene i kontroll-gruppen) (a.) og fotografi av forsøksoppsettet (b.).*



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

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

## 3. Resultater og diskusjon

### 3.1 Vanninnhold, kornfordeling og organisk innhold

Vanninnholdet i overflatesedimentene (0-5 cm) varierte mellom 42 og 80 vekt %. Lavest vanninnhold ble målt på stasjonen utenfor Tyssedal (st.4) og høyest vanninnhold like sør for Eitrheimsneset (st. 20). Sedimentet med lavest vanninnhold var også grovest med en fraksjon av silt og leire på bare 27 %. For øvrig varierte fraksjonen med finstoff (< 63 µm eller finere enn sand) mellom 50 og 95 %. Så sedimentene er karakteristisk finkornet i hele undersøkelsesområdet.

Innholdet av organisk karbon (TOC) viser en stor variasjonsbredde. Sedimenter i havnebassenget er sterkt preget av tidligere utslipp fra Odda smelteverk og tidligere kloakkutslipp og TOC-konsentrasjonene (organisk karbon) varierte mellom 6 og 10 %. Dette er svært høye konsentrasjoner og sedimentene var sort-fargede og til dels reduserende (lukt av hydrogensulfid og stedvis av ammoniakk) (se Fig. 4).

### 3.2 Metaller i sedimentene

Det ble gjort analyser på metallene kadmium (Cd), kvikksølv (Hg), bly (Pb) og sink (Zn). Alle disse metallene har vært hovedkomponenter i utslipp fra sinksmelteverket. Det er et stort sprang i konsentrasjoner i området Tyssedal – Odda som reflekterer tidligere tilførsler fra Norzink (nå Boliden Odda AS) på Eitrheimsneset. Hovedtilførselen av metaller til Sjørfjorden ble fjernet i 1986 da jarosittutslippet ble ledet til fjellhaller. Dette ble gjennomført for vel 20 år siden. Det ville derfor forventes at de øvre 5 cm av sedimentet i dag ville ha betydelig lavere nivåer av metaller enn på 80-tallet. Ut fra kunnskapen om sedimenttilvekst i Sjørfjorden er det grunn til å anta at de øvre 5 cm av sedimentet er avsatt etter 1986, dvs. etter at utslippet av jarositt til sjø opphørte.

#### *Kadmium.*

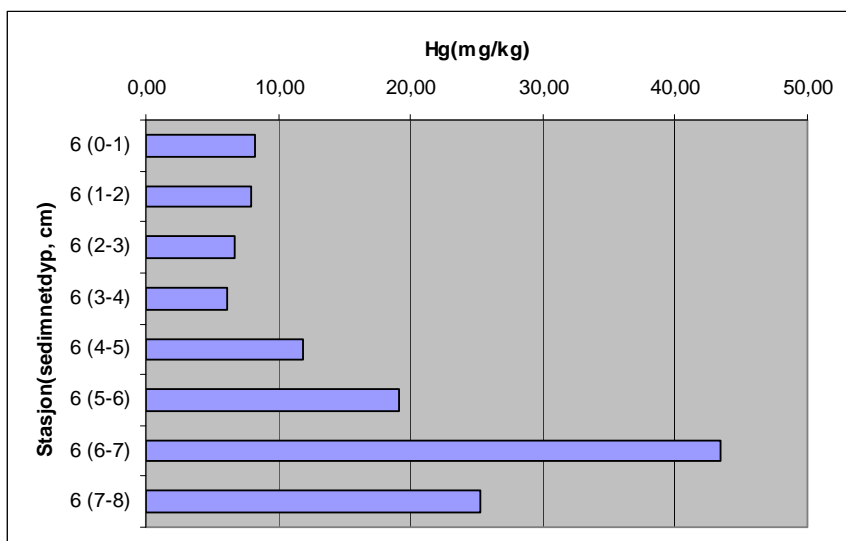
På stasjon 6 på østsiden av Eitrheimsneset ble de øverste 9 cm av sedimentet snittet i 1 cm intervaller for å studere den historiske utviklingen. Det er som forventet høyest konsentrasjoner i de nederste sjiktene med avtagende konsentrasjoner oppover mot overflaten. Men fortsatt er overflatesedimentet (0-1 cm) sterkt forurenset av kadmium (13 mg/kg tilsvarende tilstandsklasse V). Kort avstand nord for stasjon 6 var konsentrasjonen av kadmium i de øvre 0-5 cm hele 117 mg/kg. Det er store geografiske gradienter i forureningsnivå i dette området som følge at man er nær det tidligere dypvannsutslippet av jarositt og nært dagens dypvannsutslipp for prosessavløpsvann for Boliden.

I havnebassenget ble det målt mellom 3 og 30 mg/kg kadmium, mens i munningen av Eitrheimsvågen (stasjon 21, like utenfor det tildekte området) ble det påvist hele 225 mg/kg kadmium eller ca.20 ganger øvre grense for kl V.

*Kvikksølv.*

Konsentrasjonene av kvikksølv i de øvre 5 cm av sedimentet varierte mellom 1 og 156 mg/kg, med høyeste konsentrasjon i munningen av Eitrheimsvågen (stasjon 21). Avstanden til Bolidens kaiområde er kort (ca. 200 m), og prøvepunktet ligger nær området hvor utslippet fra Bolidens kvikksølvrensianlegg er lokalisert. Sedimentet her inneholder svært høye verdier, noe som tyder på store tilførsler til overflatesedimentene i løpet av de siste 10 årene. Utslipet fra kvikksølvrensianlegget er for lite til å kunne forklare verdiene i sedimentene. Det er behov for å undersøke nærmere hva som kan være årsaken til de høye verdiene i dette området.

Vertikalprofilen av kvikksølv på stasjonen øst for Eitrheimsneset (figur 9) viser svært høye konsentrasjoner fra 5 cm dyp og nedover. Minimumskonsentrasjonen befinner seg på 3-4 cm dyp. Deretter er det en gradvis økning mot overflaten. Det indikerer at tilførslene av kvikksølv faktisk har økt litt de senere årene.

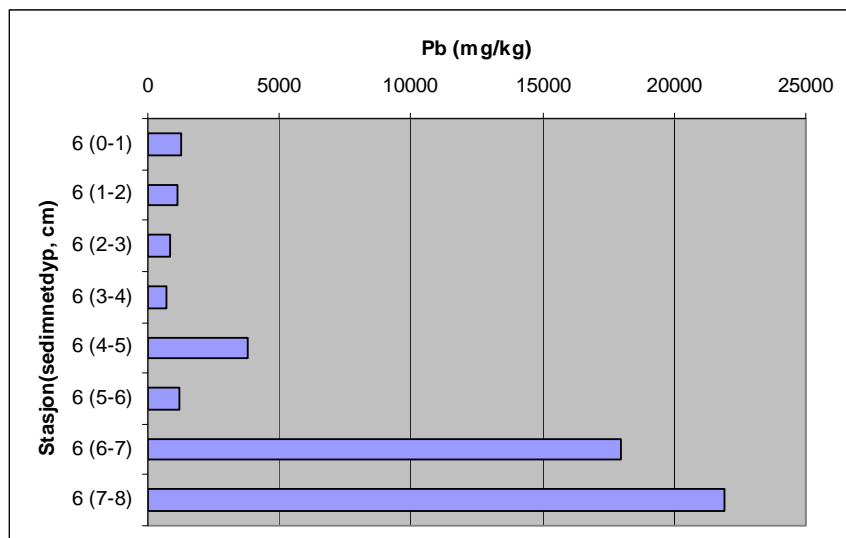


Figur 9. Vertikalprofilen av kvikksølv i sedimenter på stasjon 6 øst for Eitrheimsneset.

*Bly (Pb).*

Konsentrasjonene av bly er også svært høye i overflatesedimentene med verdier mellom 100 og 9.000 mg/kg. De høyeste verdiene ble målt mellom Lindeneset og Eitrheimsneset og i munningsområdet til Eitrheimsvågen, samme som for kadmium og kvikksølv.

På stasjon 6 øst for Eitrheimsneset viser vertikalfordelingen av bly ekstremt høye nivåer mellom 6 og 8 cm dyp (Fig. 10). Det indikerer at de øvre 6 cm av sedimentet er avsatt etter 1986 da jarositt-utslippet til sjø opphørte. Det gir en gjennomsnittlig sedimenttilvekst de siste 20 årene på ca. 3 mm pr.år, noe som stemmer godt med tidligere anslag. Det betyr at analyser av de øverste 5 cm av sedimentet i dette området tilsvarer sedimenter som er avsatt etter at jarositt-utslippet til sjø opphørte.

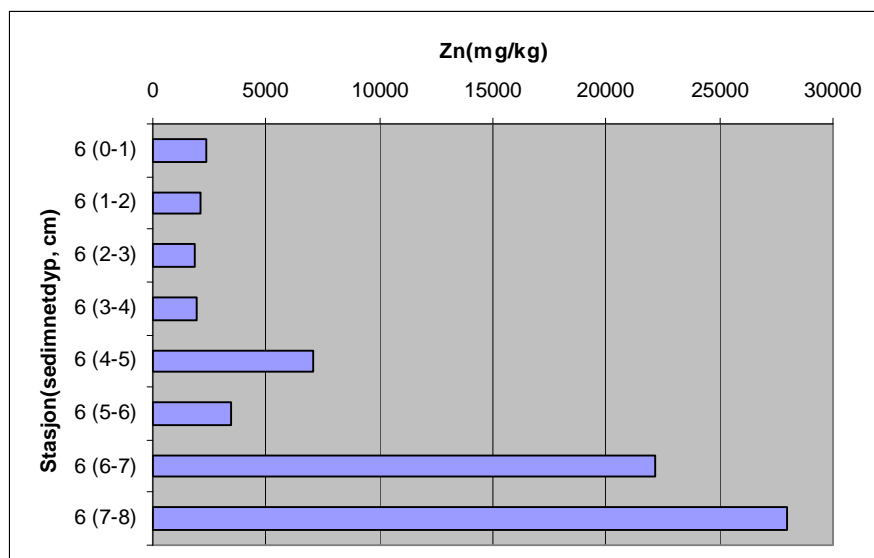


Figur 10. Vertikalprofilen av bly i sedimenter på stasjon 6 utenfor Eitrheimsneset.

#### Sink (Zn).

Høyeste sinkkonsentrasjon i overflatesedimentet ble målt utenfor det tildekte området i Eitrheimsvågen. På stasjon 21 inneholder sedimentet 5.37 % sink som tilsvarer 12 ganger nedre grense for tilstandsklasse V (svært dårlig sedimentkvalitet hvor omfattende akutt-toksiske effekter kan forventes). På øvrige stasjoner ble det målt fra 300 til 11.000 mg/kg.

Vertikalfordelingen av sink på stasjon 6 er som forventet lik fordelingen av bly (Fig.11).



Figur 11. Vertikalprofilen av sink i sedimenter på stasjon 6 øst for Eitrheimsneset

#### Oppsummering.

Konsentrasjonene av metaller i det øverste sedimentlaget (0-5 cm), som er mest biologisk aktivt og som står i nærkontakt med vannmassen over, er svært høye i hele området fra Tyssedal og inn til Odda (Fig.12). Dette er sedimenter som er avsatt etter 1986 da utslippet av jarositt fra sinkproduksjonen ble overført til fjellhaller og stort sett etter 1992 da Eitrheimsvågen ble tildekket. Forurensningen er mest markert på østsiden av Eitrheimsneset, Eitrheimsvågen og på vestsiden av havnebassenget. Høyt

---

forurensingsnivå i nærheten av Eitrheimsvågen og nært Eitrheimsneset samsvarer godt med resultater fra en undersøkelse som Det Norske Veritas utførte for Boliden i 2006.

Det bør også påpekes at det ble observert betydelig graveaktivitet av dyr så langt ned som 15 cm i sedimentene så lenge sedimentene ikke luktet av sulfid. Den biologiske aktiviteten i sedimentet kan derfor ha bidratt til å frakte forurensning fra underliggende sedimenter opp til overflaten. Dette kan i så fall være en medvirkende årsak til høyt forurensingsnivå i de øvre sedimentlag i områder hvor oksygenforholdene i sedimentet tillater tilstedeværelse av dyr.

Nivåene i overflatesedimentet er ikke blitt redusert så mye i løpet av de siste 10-15 årene og forklaringen må være at tilførslene av metaller (både regulære utslipp fra Boliden og Eramet og diffuse tilførsler, kanskje spesielt knyttet til lossing av sinkkonsentrat over kai på Eitrheimsneset), samt en rekke episoder med uhellsutslipp, har hatt stor betydning. Det bør bemerkes at i tillegg til uhellsutslipp så er fortsatt de ordinære utslippene av metaller (spesielt kopper, bly, sink og kadmium) betydelige. I henhold til DNV (2009) så er de regulære utslippene fra Boliden av et slikt omfang at sedimentene i indre deler av Sørfjorden høyst sannsynlig vil forbli forurenset. Utslipet fra Boliden og TTI var gjennomsnittlig for 2005-2009 13 tonn sink, 1 tonn med kopper, 1,3 tonn bly, 113 kg kadmium og 2,3 kg kvikksølv (til vann) årlig. Utslippene av metaller fra Boliden var lavere i 2008 og 2009 enn gjennomsnittet for perioden 2005-2009.

Boliden mener at metallene knyttet til anhydrittutslippet fra aluminiumfluoridfabrikken bruker lang tid på å løse seg i vann. Hvis man ikke inkluderer utslippet av metaller knyttet til anhydritt utgjorde utslippet fra sinkverket og Eramet 9 % av det totale utslippet av kopper, 16 % av bly, mens utslippet av kadmium utgjorde 84 % og sink 87 % av totalen i gjennomsnitt for perioden 2005-2009. Boliden Odda har tre utslippspunkter til sjø:

1. Utslipp fra sentralt vannrenseanlegg (170 m fra land på østsiden av Eitrheimsneset, ca. 30 m dyp)
2. Utslipp fra kvikksølvrenseanlegget (i munningsområdet til Eitrheimsvågen)
3. Utpumping av vann som samles opp bak spuntveggen i Eitrheimsvågen og som pumpes ut i vågen

Disse utslippene til sjø fra Boliden, kan ikke alene forklare de høye verdiene av metaller i overflatesedimentet. I henhold til DNV (2006) kan en kilde til de høye verdiene delvis være episodiske, uregistrerte tilførsler fra Boliden. Forutsatt at det er oksygen til stede i sedimentene kan gravende dyr transportere metaller fra dypere sedimentlag som er mer forurenset opp til sedimentflaten. Dette vil neppe skje i havnebassenget hvor sedimentene enten inneholder sulfid eller ammoniakk. Det vil helle ikke kunne skje i Eitrheimsvågen hvor en fiburduk hindrer dyr å grave ned i de forurensede massene. På østsiden av Eitrheimsneset og videre utover fjorden derimot kan dyrs gravende virksomhet bidra til å opprettholde høye nivåer i overflatesedimentet.

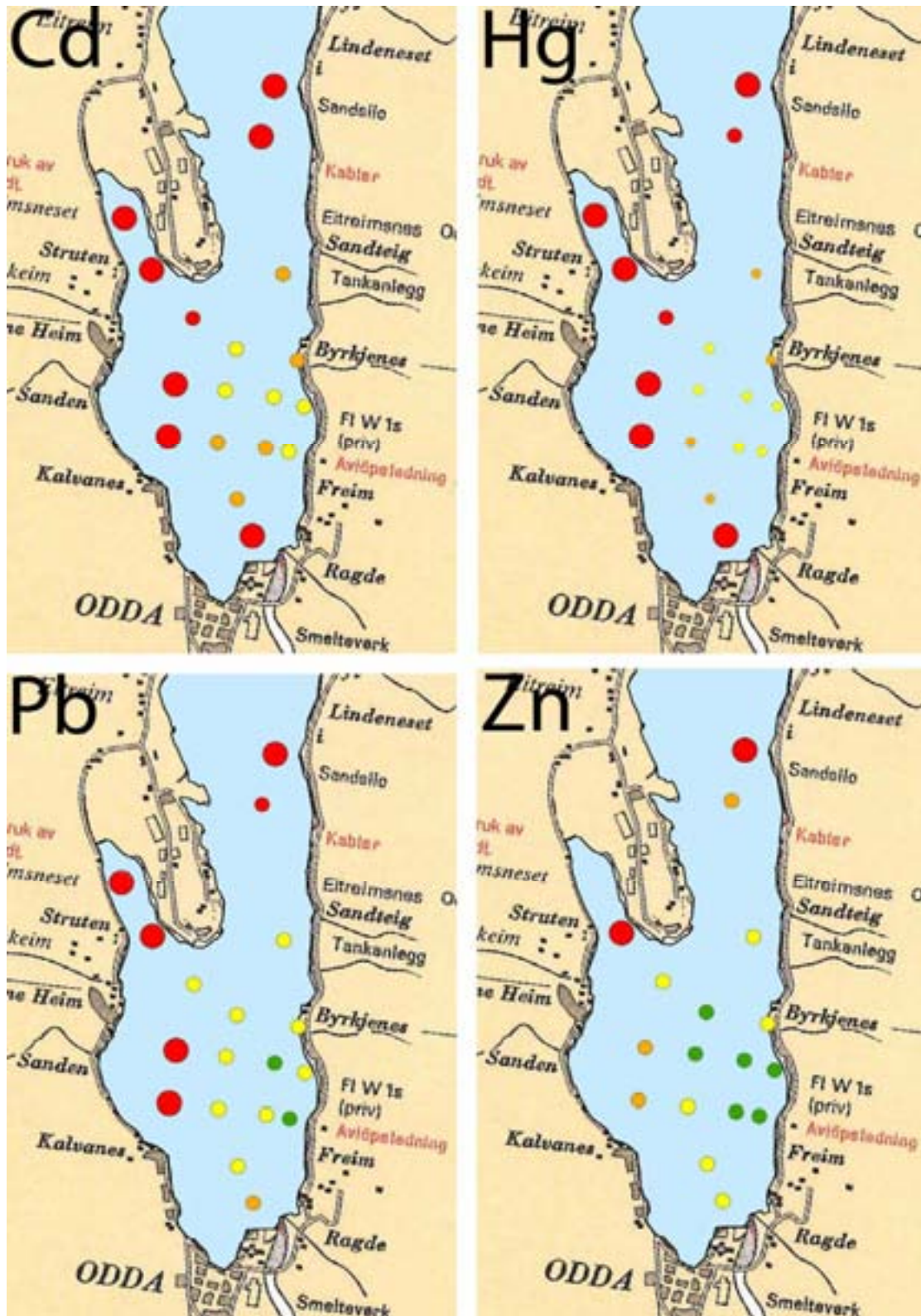


Fig.12. Nivåer av metaller i overflatesedimentene i indre Sør fjorden. Fargene på sirklene indikerer SFTs tilstandsklasser hvor rød er kl.V. Store røde sirkler indikerer sedimenter med ekstremt høye nivåer (flere ganger øvre grense for kl V).

### 3.3 PAH i sedimentene

PAH-forbindelser i sedimentene ble målt i et fåtall sedimentprøver, begrenset til sjiktet 0-5 cm (Vedlegg A). Alle nivåene var svært høye og varierte mellom 47 og 280 mg/kg tot. PAH (alle over klasse V i SFTs klassifiseringssystem). Høyeste verdi ble som forventet målt i nærheten av Odda Smelteverks tidligere utslipp på havnebassengets østside (st. 13). En del av sedimentene som var svært sort-farget luktet også sterkt av ammoniakk. Det antas å skyldes tidligere utslipp av nitrogenholdig slam fra Odda smelteverk som i sedimentene er blitt redusert til ammoniakk. Det ble også observert sulfidlukket på enkelte stasjoner.

### 3.4 Bioakkumuleringstest (børstemark og nettsnegl)

#### 3.4.1 Sedimentene som ble testet

Grensene for SFTs (reviderte) tilstandsklasser for konsentrasjoner av Cd, Hg og Pb i sediment er gjengitt i Tabell 2. Konsentrasjonene i de aktuelle sedimentene er klassifisert i henhold til disse i Tabell 3. Øvrige egenskaper (andel finpartikler, <63 µm og innhold av organisk karbon) ved sedimentene er presentert i Tabell 4.

Tabell 2. Grenser for SFTs (reviderte) tilstandsklasser for konsentrasjoner (mg/kg t.v.) av kadmium (Cd), kvikksølv (Hg) og bly (Pb) i sediment.

Parametre	Tilstandsklasser				
	I Ubetydelig-lite forurenset	II Moderat forurenset	III Markert forurenset	IV Sterkt forurenset	V Meget sterkt forurenset
Cd	<0,25	0,25-2,6	2,6-15	15-140	>140
Hg	<0,15	0,15-0,63	0,63-0,86	0,86-1,6	>1,6
Pb	<30	30-83	83-100	100-720	>720

Tabell 3. Konsentrasjoner (mg/kg t.v.) i de aktuelle sedimentene, med fargekoder for klassifisering ihht. SFTs tilstandsklasser (se Tabell 2)

Sediment	Cd	Hg	Pb
Kontroll	<0,2	0,033	7,1
Sørfjorden 7.	4,0	3,58	299
Sørfjorden 13.	4,8	1,99	125
Eitrheimsvågen	108	55,2	1150

Tabell 4. Andel sedimentpartikler mindre enn 63 µm (% tørrvekt), og totalt innhold av organisk karbon (TOC; % tørrstoff) i sedimentene.

Sediment	Andel partikler <63µm (% t.v.)	TOC (% t.v.)
Kontroll	61	0,91
Sørfjorden st. 7	97	6,26
Sørfjorden st. 13	96	8,10
Eitrheimsvågen	38	2,24

---

Sedimentene viste overskridelser av grenseverdiene i ”risikoveilederens” trinn 1 (med unntak av kontrollsedimentet). Grenseverdien for kadmium ble overskredet i sedimentet fra Eitrheimsvågen. Grenseverdiene for kvikksølv og bly ble overskredet i samtlige sedimenter (unntatt kontroll). I følge ”risikoveilederen” skal en trinn 2-evaluering gjennomføres. Resultatene fra denne beskrives i det følgende.

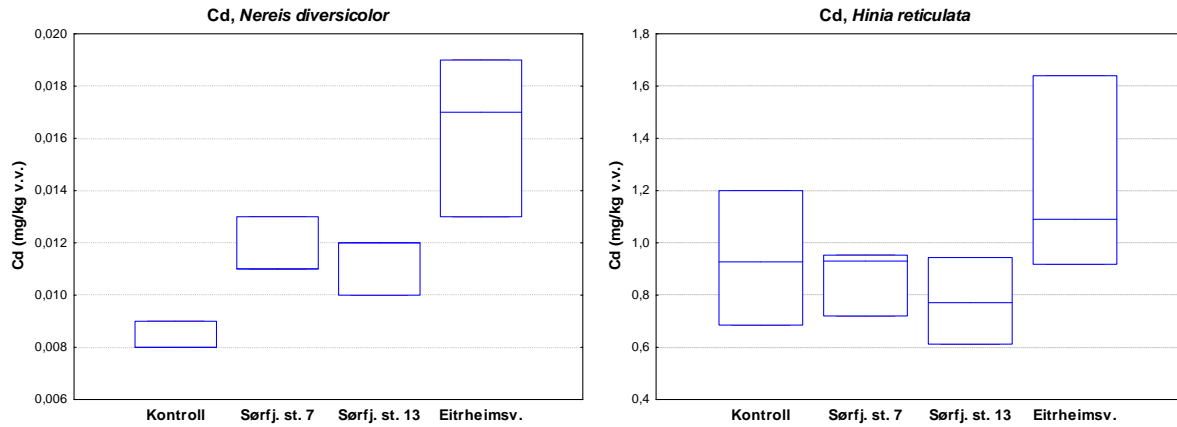
### 3.4.2 Bioakkumulering fra sedimentene

Konsentrasjonene av alle metallene som ble kvantifisert i *Nereis diversicolor* og *Hinia reticulata* eksponert for sediment fra de 3 stasjonene fra Sørfjorden, samt referanse-sediment (kontroll-gruppen) er presentert i Vedlegg C. Resultatene er også presentert grafisk i Figur 13.

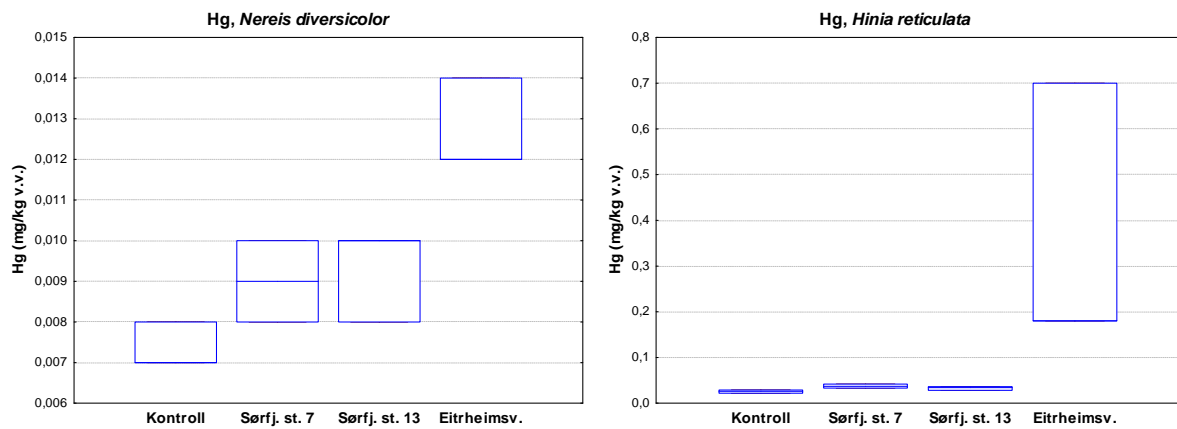
Dersom konsentrasjonen av et metall i organismene i samtlige replikater eksponert for et av sedimentene fra Sørfjorden er høyere enn tilsvarende konsentrasjon i samtlige replikater av kontroll-gruppen, vil resultatet være signifikant ( $p < 0,05$ ) i en ikke-parametrisk Mann-Whitney U test. I Figur 13 kommer det frem at metallene i hovedsak er signifikant høyere i organismene eksponert for sedimentene fra Sørfjorden, enn organismene eksponert for kontroll-sediment. Unntakene er kvikksølv i *Nereis diversicolor* eksponert for sediment fra Sørfjorden st. 7 og st. 13 (men det er en tendens til at også disse er høyere), og kadmium i *Hinia reticulata*, hvor man ikke kan vise til signifikant høyere konsentrasjoner i sneglene eksponert for noen av sedimentene fra Sørfjorden, sammenlignet med kontrollgruppen.

Det er verdt å bemerke at sedimentene fra Sørfjorden inneholdt konsentrasjoner av metaller som var en faktor ~18 (bly i sediment fra Sørfjorden st. 13) til en faktor ~1670 (kvikksølv i sediment fra Eitrheimsvågen) høyere enn konsentrasjonene i kontroll/referanse-sedimentet (Tabell 3). Til tross for dette, var ikke konsentrasjonene i organismene eksponert for sedimentene fra Sørfjorden tilsvarende mye høyere enn organismene eksponert for kontroll/referanse-sedimentet. I flere tilfeller var de marginalt høyere (innenfor en dobling dersom en ser på medianverdiene i gruppene). Kvikksølvkonsentrasjonene i *Hinia reticulata* eksponert for sediment fra Eitrheimsvågen var en faktor ~7 høyere enn kontrollgruppen. Bly var det metallet som viste størst grad av bioakkumulering. *Nereis diversicolor* og *Hinia reticulata* eksponert for sediment fra Eitrheimsvågen var hhv. en faktor ~17 og ~28 høyere enn de som var eksponert for kontroll/referanse-sediment (Vedlegg C; Figur 13).

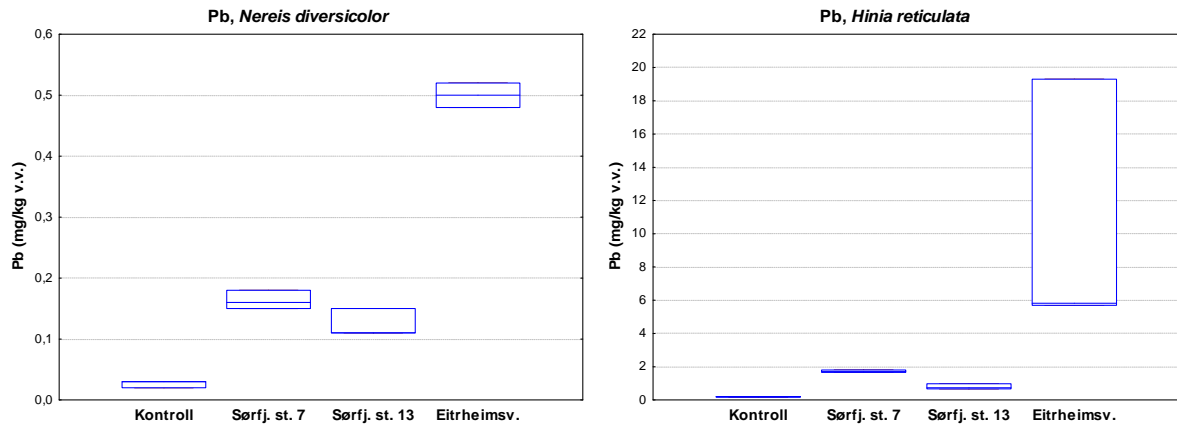
a.



b.



c.



Figur 13. Konsentrasjoner (mg/kg v.v.) av kadmium (a.), kvikksølv (b.) og bly (c.) i børstemark (*Nereis diversicolor* ; figurene til venstre) og nettsnegl (*Hinia reticulata* ; figurene til høyre) eksponert for kontrollsediment og sediment fra Sørfjorden (hhv. st. 7, st. 13 og Eitrheimsvågen). Boksene viser median og minimum- og maksimums-verdier (m.a.o. alle triplikatene). Merk ulike skalaer på aksene!



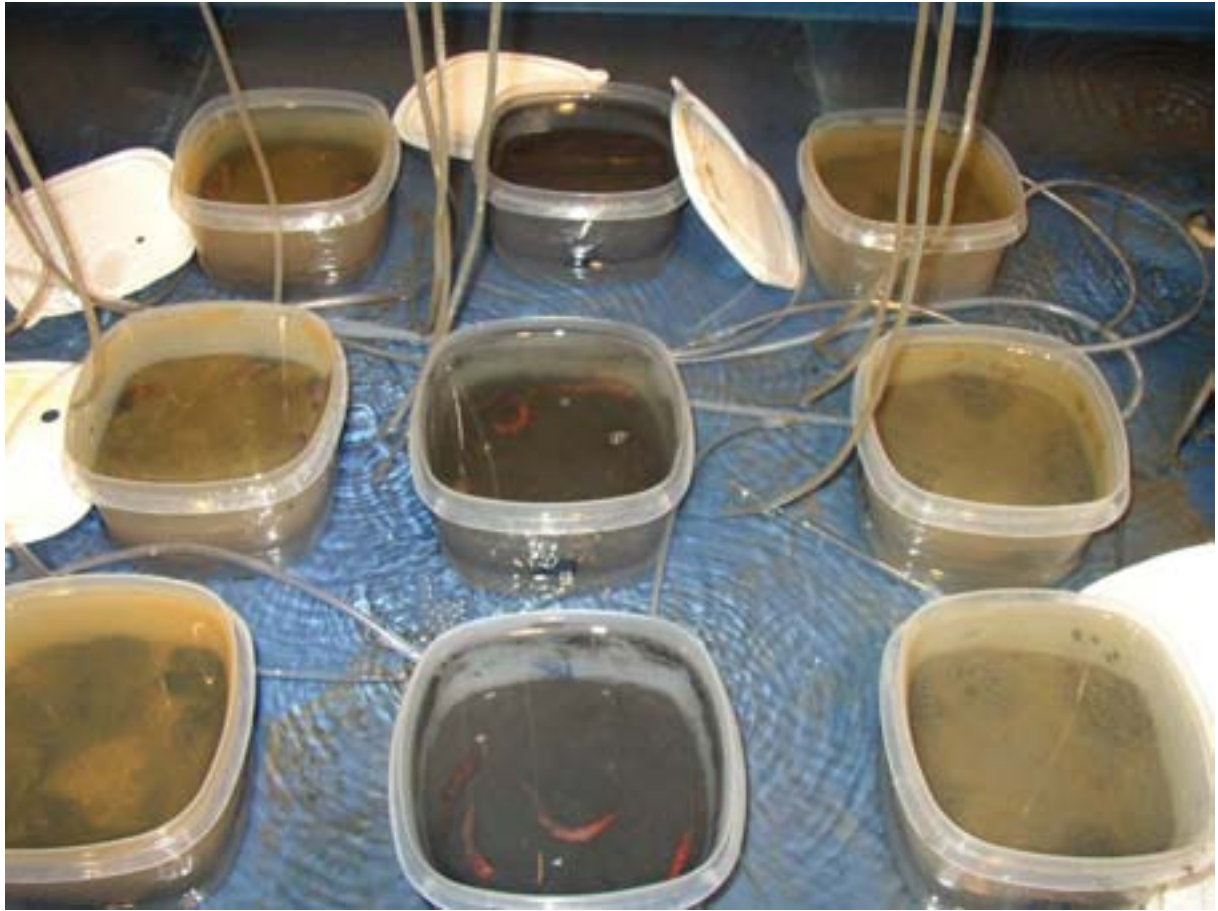
### 3.5 Toksisitet av sedimenter (helsedimenttest med fjæremark, *Arenicola marina*)

I helsediment-testen med fjæremarken (*Arenicola marina*) blir "casting rate" (mengde ekskrementering), samt ikke nedgravde individer registrert ved dag 1, 3 og 10 etter forsøkets start. Ved dag 10 (forsøkets slutt) blir også antall levende individer registrert. Resultatene er presentert i Vedlegg D. Observasjonene er gjort i triplikater av hvert sediment/hver stasjon.

Ved forsøkets slutt (dag 10) ble det observert 33 % dødelighet (5 av 15) blant fjæremark eksponert for sediment fra Eitrheimsvågen (sett over alle triplikater, som helhet, Vedlegg D). Det var imidlertid 13 % (2 av 15) dødelighet også i kontrollgruppen. Dersom en kun ser på dødelighet utover "normalen" (kontroll), kan en vise til en dødelighet på 20 % (3 av 15) blant mark eksponert for sediment fra Eitrheimsvågen. Dødelighet på over 20 % blir regnet som en indikasjon på uakseptabel risiko ihht. trinn 2 i veilederen for risikovurdering av forurenset sediment ("risikoveilederen"). Blant fjæremark eksponert for sediment fra Sørfjorden st. 13 ble det observert lik dødelighet som i kontrollgruppen (2 av 15).

Ved dag 10 (forsøkets slutt) var det tydelig også flere mark som ikke var nedgravd i sedimentene fra Sørfjorden (både Eitrheimsvågen og Sørfjorden st. 13), enn i kontrollsedimentet (Figur 14; Vedlegg D), noe som tyder på at de trives mindre godt i disse sedimentene. Det var dessuten lavere "casting rate" (Figur 14; Vedlegg D). Dersom markene ikke er nedgravd i sedimentet, eller er døde, vil dette selvfølgelig påvirke "casting rate" direkte. Det må bemerkes at i én av replikatene med sediment fra Eitrheimsvågen, så ble det ikke observert noen individer på sedimentoverflaten (og kun 1 død). I dette karet var også "casting rate" høyere enn i kontroll-karene (Figur 14; Vedlegg D). Når det gjelder sedimentet fra Sørfjorden St. 13 kan man uten forbehold konkludere med at antallet mark på overflaten var signifikant høyere og "casting rate" signifikant lavere, enn i kontroll-gruppen ved forsøkets slutt (Mann-Whitney U test,  $p < 0,05$ ; Figur 15; Vedlegg D). Normal "casting rate" er illustrert i Figur 15.

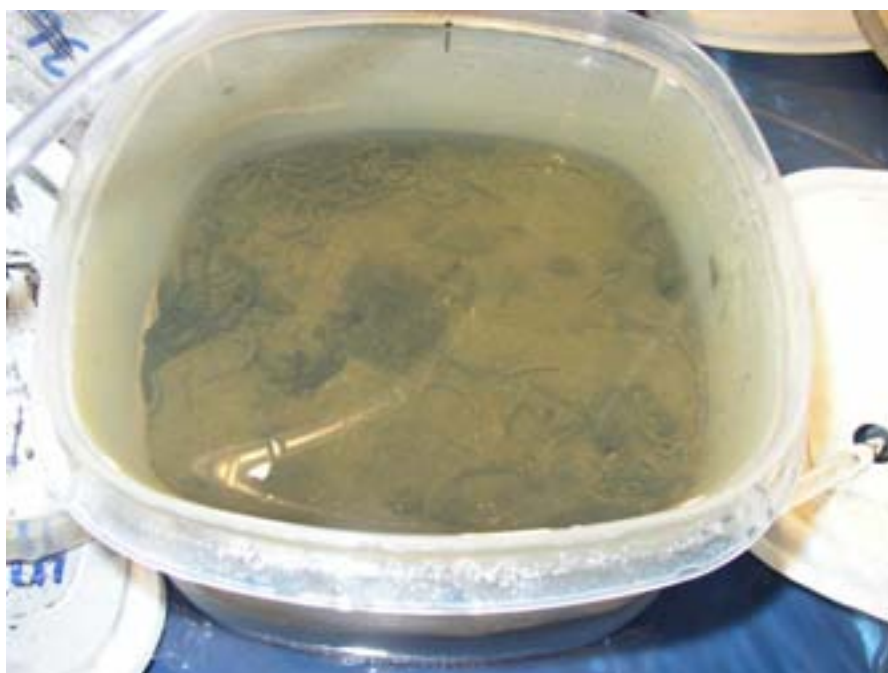
De tidligere observasjonene i eksperimentet (dag 1 og dag 3) viste at de fleste fjæremarkene gravde seg ned i samtlige sedimenter og var ikke synlige på sedimentoverflaten ved dag 1 (Vedlegg D). Ved dag 3 ble enkelte mark observert på overflaten av sedimentet fra Sørfjorden st. 13. Ved dag 1 hadde markene ennå ikke begynt å produsere noe særlig ekskrementer i kontrollgruppen, mens de hadde gjort det i gruppen eksponert for sediment fra Eitrheimsvågen. Dette kan være et resultat av at sedimentene fra Eitrheimsvågen var mer grovkornet ("sandig") og inneholdt en større mengde organisk karbon enn kontrollsedimentet (Tabell 4), noe som kan ha virket positivt i den initielle fasen av forsøket. Ved dag 3 kunne man fortsatt observere vesentlig "casting" i gruppen eksponert for sediment fra Eitrheimsvågen (Figur 16). Det ble på ikke noe tidspunkt observert "casting" i gruppen eksponert for sediment fra Sørfjorden st. 13 (Vedlegg D). Det må bemerkes at dette sedimentet var veldig finkornet (Tabell 4), med innslag av noe stein. Dette førte til at sedimentet var noe "løst" (og vannet dessuten turbid), noe som kan ha vanskeliggjort produksjonen av ekskrementhauger noe.



*Figur 14. Fotografi av forsøksoppsettet for helsediment-toksisitetstest med fjæremark (*Arenicola marina*) ved forsøkets slutt, dag 10. Eitrheimsvågen-sedimenter til venstre, sediment fra Sør fjorden st. 13 i midten og kontroll/referanse-sediment til høyre. Alle sedimentene ble testet i triplikat.*



*Figur 15. Fotografi som illustrerer normal "casting rate" ("casting" i ett av kontroll-karene) ved dag 10 (forsøkets slutt).*



*Figur 16. Fotografi som illustrerer "casting" i ett av karene med sediment fra Eitrheimsvågen ved dag 3. Det kommer frem av bildet at sedimentet er forholdsvis grovkornet ("sandig").*

---

## 4. Risikoanalyse

Det er utarbeidet et verktøy for å vurdere risiko knyttet til forurensede sedimenter. Risikoveilederen er ment å skulle brukes til å bedømme risiko fra sedimentene i deres nåværende tilstand, og bør benyttes i forbindelse med beslutning om miljøtiltak i sedimentene. Den vil være et viktig hjelpemiddel for å avgrense og differensiere sedimentområder når det skal utarbeides konkrete planer før en eventuell opprydding. Den nye veilederen er så langt det er praktisk mulig harmonisert med klassifiseringssystemet for miljøkvalitet i marine sedimenter og sjøvann. Blant annet er overgangen fra Trinn 1 til Trinn 2 koblet direkte mot øvre grense for klasse II i klassifiseringssystemet. Beskrivelsen av Trinn 3 er utvidet med en rekke forslag til lokale tilpasninger av en risikovurdering.

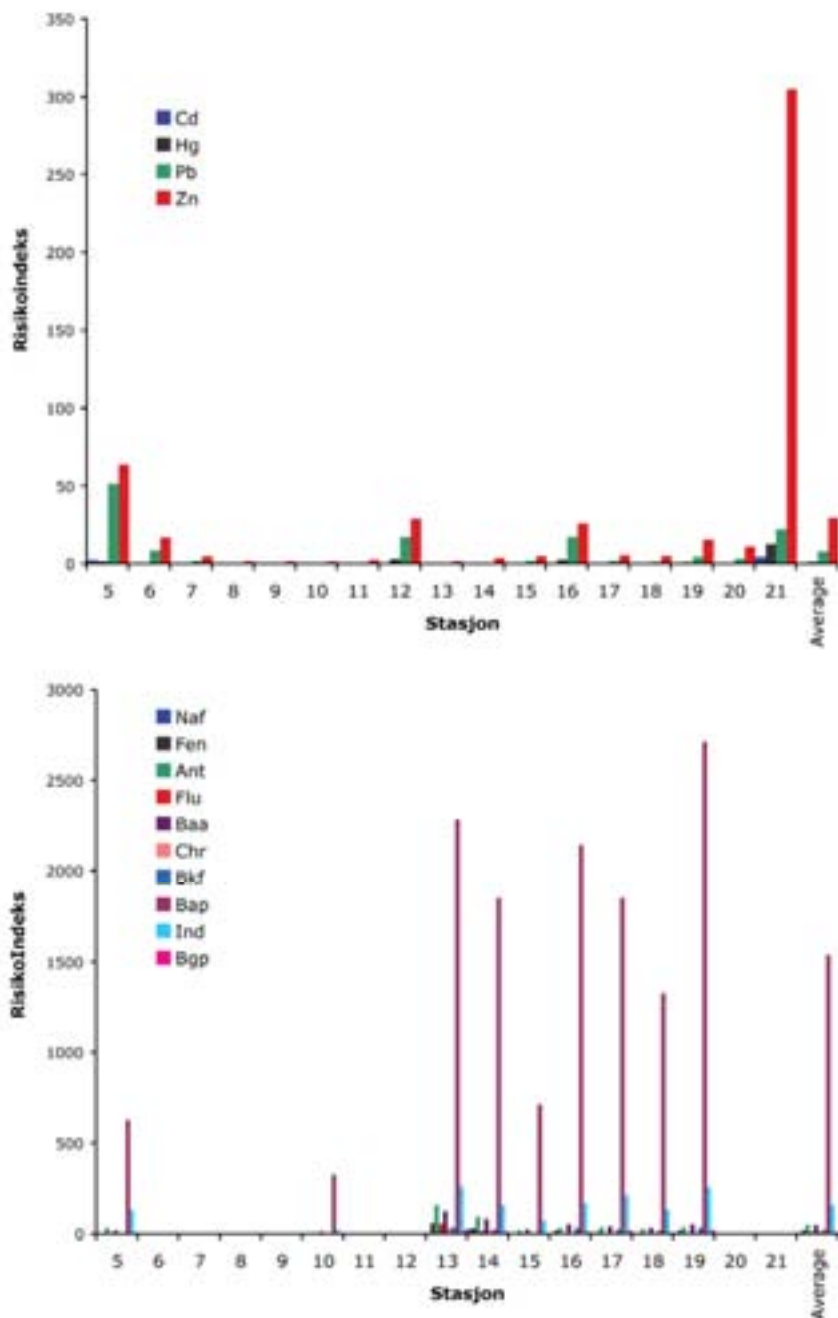
Risikovurderingen har som mål å beskrive risikoen for miljøskade eller human helseskade som sedimentene utgjør, slik at man kan bedømme om risikoen er akseptabel eller ikke. Alle potensielle tiltaksområder skal ha etablert miljømål, som beskriver den miljø- og helsemessige tilstand som man ønsker å oppnå i området. For at man skal kunne bedømme måloppnåelse, bør miljømålene være mest mulig kvantitative. Alle forurensningskildene i området bidrar i større eller mindre grad til at miljømålet ikke allerede er nådd. En risikovurdering av sedimentene vil anslå i hvor stor grad sedimentene i deres nåværende tilstand alene hindrer måloppnåelse. Eventuelle tiltak på sedimentene må derfor også veies mot gevinsten av tiltak overfor andre forurensningskilder i området.

Det gjøres oppmerksom på at risikoanalysen i stor grad er basert på teoretiske beregninger og at bruken av veilederen i tilknytning til sedimenter som er lite typiske for fjorder og havner krever noe mer bruk av skjønn og annen tilleggsinformasjon.

### 4.1 Trinn 1 – stoffenes risikobidrag

**Trinn 1** har som siktemål å raskt kunne skille mellom områder med ubetydelig risiko og områder som bør vurderes videre. Ved å sammenligne måldata for innhold av miljøgifter og giftigheten av sedimentet med relativt konservative grenseverdier vurderes det om sedimentene utgjør en mulig risiko, eller om de kan friskmeldes allerede på et tidlig stadium.

I Figur 17 vises de forskjellige stoffenes risikobidrag (RIp = Risiko Indeks per Prøve) beregnet ut fra risikoveilederen. Risikoanalysen i trinn 1 viser svært stor overskridelse ved enkelte stasjoner fra et summert RIp på 3 til over 3000 gangers overskridelse. Høye overskridelse for metaller er observert ved stasjonene 5, 12, 16, 21 og for PAH (benzo(a)pyren) ved alle stasjoner hvor PAH er analysert.



Figur 17. Beregnet risiko i hht. trinn 1 i for enkelte forbindelsene er vist i stolpediagram (kadmium, kvikksølv, bly, sink, naftalen, fenantren, antracen, fluoranten, benzo(a)antracen, chrysen+trifenylen, benzo(jk)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, benzo(ghi)perylene).

Det fremgår av Figur 16 at det metallet som bidrar mest i risikosammenheng (høyest risiko indeks per prøve) er sink. Dette er i samsvar med DNVs vurdering av miljørisiko basert på porevannskonsentrasjoner (DNV, 2006).

## 4.2 Trinn 2 – risiko for spredning, human helse og for økosystemet

**Trinn 2** er en mer omfattende risikovurdering og har som mål å vurdere om den potensielle risiko fra sedimentet er akseptabel eller ikke, ut fra miljøgiftenes mobilitet og fra stedlige

---

forhold. Trinn 2 skal skille mellom sedimentområder med akseptabel risiko og områder som man bør vurdere tiltak for.

Trinn 2 omfatter tre uavhengige risikovurderinger:

- **2A. risiko knyttet til spredning av miljøgifter** (sannsynlighet for spredning og konsekvensen for miljøgiftnivåer i vannmasser, organismer og omkringliggende områder).
- **2B. risiko for human helse** (sannsynlighet for humant opptak av miljøgifter og konsekvens av opptaket på human helse).
- **2C. risiko for økosystemet** (sannsynlighet for at økosystemet utsettes for skadelige nivåer av miljøgifter og konsekvenser av denne eksponeringen). Tolkning og vektlegging av delresultatene fra Trinn 2 vil være avhengig av miljømålet for området samt nåværende og planlagt bruk.

#### 4.2.1 Spredning

I risikoveilederen beregnes risiko for spredning (biodiffusjon, oppvirvling fra skipstrafikk og opptak i organismer) som en vertikal parameter (mengde stoff per km<sup>2</sup> og år). I Tabell 5 vises den potensielle risikoen for spredning av de forskjellige stoffene, sammenlignet med tidligere fluks målinger og anslag for utslipp fra Boliden AS, Tinfos Titan & Iron K/S i 2007. Sink står for den høyeste risikoen for spredning med 722 kg per år fulgt av PAH:ene naftalen og fenantren. Risikoen for spredning av bly er likeså betydelig med 46 kg per år, men liten i forhold til dagens utslipp fra TTI og Boliden på til sammen ca. 800 kg.

I forbindelse med å skaffe grunnlag for beslutning for tiltak i 1987 ble det gjort eksperimentelt arbeid med sedimenter fra Odda havnebasseng og Eitrheimsvågen (Skei et al., 1987) for å kvantifisere utlekking av metaller fra sedimentene. Det ble gjort utlekkingsforsøk med sedimenter fra munningen av vågen, syd for Eitrheimsneset og øst for Eitrheimsneset. Nivåene av metaller i disse sedimentene varierte mellom 0,2 og 10 % sink, 0,1 og 1,9 % bly, 28 og 395 mg/kg kadmium og 23 og 343 mg/kg kvikksølv. Det ble målt høye metallkonsentrasjoner i porevannet som tyder på at metaller går i løsning i sedimentet. DNV målte også høye porevannskonsentrasjoner av metaller i vågen og på en stasjon øst for Eitrheimsneset i sine undersøkelser i 2006. De målte henholdsvis 295 og 106 µg/l bly i porevannet. Det er betydelig høyere enn det som ble målt i 1987 av NIVA (4-63 µg/l bly). Normalkonsentrasjonen i sjøvann er < 0.05µg/l bly. Bly er derfor åpenbart mobilt i sedimentet og vil bidra til spredning av løst bly. Også kadmium viste høye nivåer i porevann i begge undersøkelsene i vågen og øst for Eitrheimsneset. Kvikksølv og sink viste også høye nivåer i porevann i DNVs undersøkelse på de samme lokalitetene, med verdier over 1000 ganger normalinnholdet i sjøvann. Konklusjonene må derfor bli at metallene som er knyttet til sedimentene i vågen og i nærområdet til Eitrheimsneset (kanskje med unntak av metaller i deponert gips) er svært mobile og at de representerer et potensiale for spredning av løste metaller. Det er lite som tyder på at sink, bly, kadmium og kvikksølv i sedimentene er bundet opp i sulfidforbindelser på disse lokalitetene. Sedimentene er påvirket av gamle lutningsresiduer fra sinkproduksjon som pågikk før 1968 og deretter påvirket av jarositt-utslipp.

I NIVAs eksperimenter med sedimenter fra området i 1987 ble det gjort transportberegninger av løste metaller fra sedimentet til vannfasen over (Skei m. fl. 1987). Det er betydelige feilmarginer knyttet til slike beregninger, spesielt når det er få prøvetakingspunkter og store sedimentflater, men beregningene viste at innenfor Lindeneset bidrog sedimentene i 1987 med ca. 140 kg kadmium, ca. 1.800 kg bly og ca. 21.000 kg sink til vannmassene. Hele arealet er 2.6 mill m<sup>2</sup>. Beregningene gjelder bare den løste fraksjonen. I tillegg kommer spredning av partikulært bundne metaller som følge av oppvirvling, som spesielt er aktuelt i forbindelse med det grunne området i Eitrheimsvågen. Så til tross for store feilkilder i slike transportberegninger så er det åpenbart at spredningspotensialet for metaller er langt større enn det som fremkommer ved teoretiske beregninger som er gjort når risikoveilederen tas i bruk. Det bør bemerkes at i 1987 var det tykke lag med forurenset sediment, mens situasjonen i vågen i dag er at det er mest sannsynlig noen cm av dekklaget som er forurenset og at lageret av metaller som er gjenstand for utlekking er betydelig mindre.

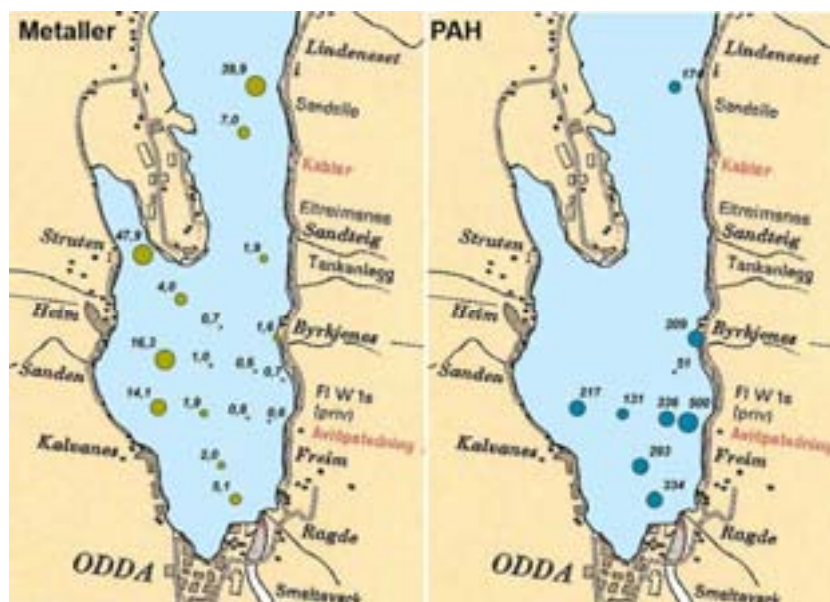


Tabell 5. Beregnet total risiko for spredning ( $F_{\text{tot}}$ ) av enkelte forbindelser. Målte flukser ved Solbergstrand ( $F_{\text{Solbergstrand}}$ ; Skei m. fl. 1987). Anslag over utslipp ( $F_{2007}$ ; Boliden AS, Tinfos Titan & Iron K/S i 2007).

Stof	$F_{\text{tot}}$ (kg/år)	$F_{\text{Solbergstrand}}$ (kg/år)	$F_{2007}$ (kg/år)
Bly (Pb)	46	1800	1108
Kadmium (Cd)	3	140	130
Kvikksølv (Hg)	2	n.s.	3
Sink (Zn)	722	21000	19211
Naftalen	157		
Fenantren	59		
Antracen	14		
Fluoranten	20		
Benzo(a)antracen	6		
Chrysen+trifenyli	14		
Benzo(jk)fluoranten	2		
Benzo(a)pyren	16		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	6		
Benzo(ghi)perylen	3		
PAH <sub>sum</sub>	300		6

#### 4.2.2 Human risiko

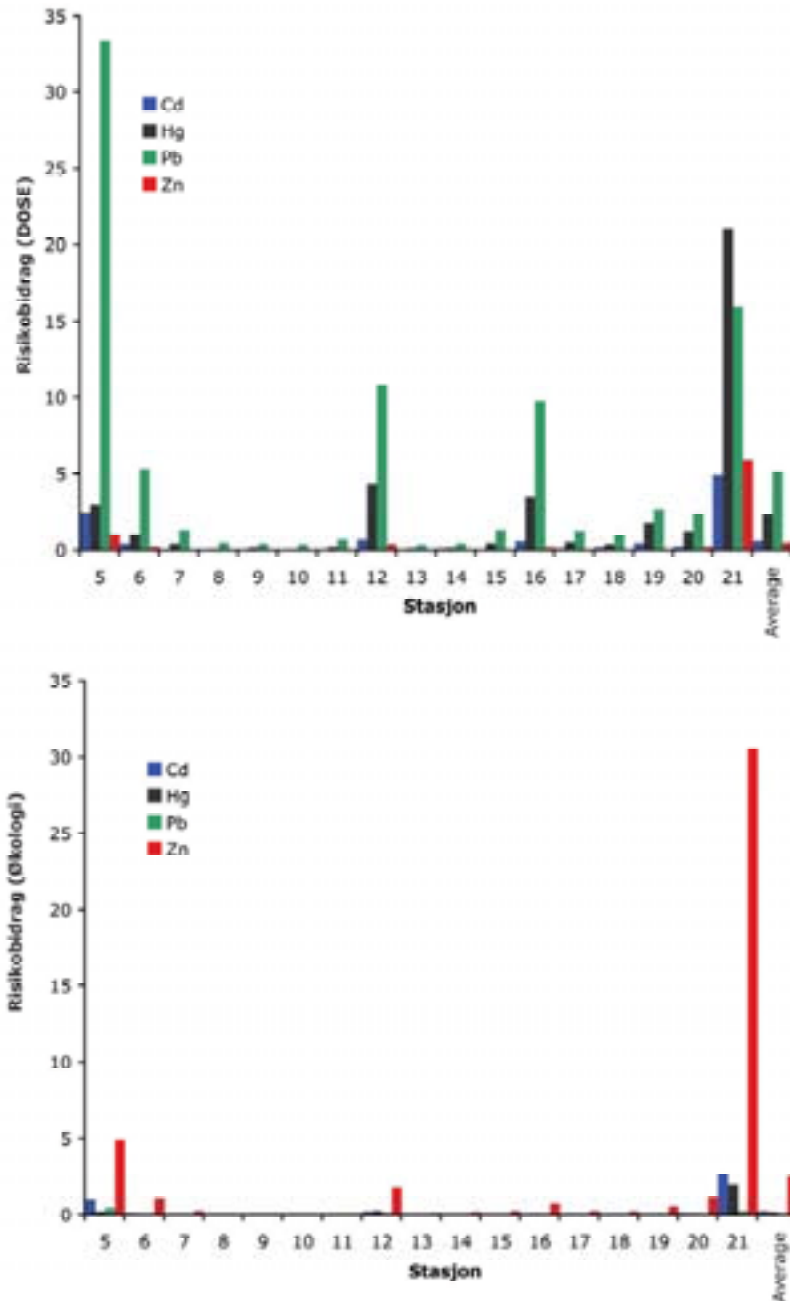
I Figur 18 vises human risiko basert på teoretisk risiko for opptak av miljøgifter i sjømat på de enkelte stasjonene for metaller og PAH. Resultatene viser en tydelig forskjell i geografisk fordeling mellom metaller og PAH i sedimentene.



Figur 18. Human risiko for de enkelte stasjoner i henhold til trinn 2. Tallet angir antall ganger den totale risikoen (DOSE) for metaller respektive PAH overskrider summen av grenseverdien for de forskjellige stoffene. Størrelsen på punktet illustrerer størrelsen på risikobidraget (Metaller delt inn i 5 klasser; 0-1, 1-2, 2-10, 10-20 og >20; PAH delt inn i 5 klasser; 0-51, 51-100, 100-200, 200-400 og >400).

### 4.2.3 Human helse og økologi (metaller)

I Figur 19 vises human respektive økologisk risiko for de enkelte metallene ved de forskjellige stasjonene. Bly og kvikksølv bidrar med de høyeste risikoene for human helse, mens sink viser den høyeste risikoen for økologiske effekter.

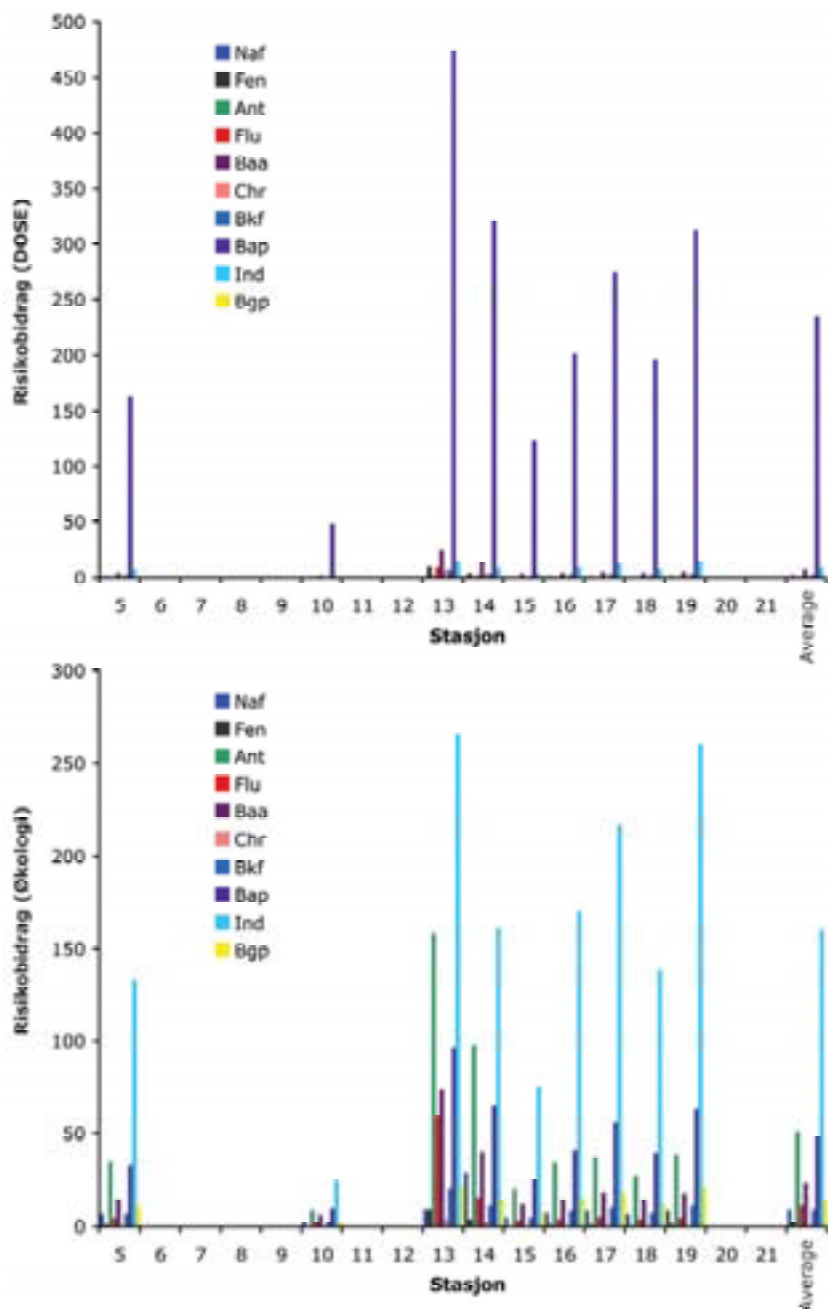


Figur 19. Beregnet human (øverst) og økologisk risiko (nederst) for metallene kadmium, kvikksølv, bly og sink.



#### 4.2.4 Human helse og økologi (PAH)

I Figur 20 vises human respektive økologisk risiko for de enkelte forbindelsene av PAH ved de forskjellige stasjonene. Benzo(a)pyren bidrar med de høyeste risikoene for human helse, mens flere forbindelser viser høy risiko for økologiske effekter. Ved tidligere risikoanalyser har bruk av stedsspesifikke fordelingskonstanter (Kd) redusert risikoen signifikant for forskjellige PAH forbindelser (Nilsson & Næs 2006). Det henger sammen med at til eksempel tilstedeværelse av sot-karbon reduserer biotilgjengeligheten av PAH.



Figur 20. Beregnet human (øverst) og økologisk risiko (nederst) for de enkelte PAH-forbindelsene (naftalen, fenantren, antracen, fluoranten, benzo(a)antracen, chrysen+trifenylen, benzo(jk)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, benzo(ghi)perylene).

---

### 4.3 Oppsummering av risikoberegningene

Risikovurderingen viser klart at høye konsentrasjoner av metaller og PAH utgjør et stort teoretisk risikobidrag og at det derfor er nødvendig å gå til trinn 2 i risikoveilederen.

Når det gjelder risiko for spredning har sink det største spredningspotensialet i tillegg til naftalen og fenantren. Det er store avvik mellom teoretiske beregninger av spredning av metaller når risikoveilederen brukes sammenlignet med resultater fra tidligere eksperimenter og måling av metaller i porevann. En underestimering av spredningspotensialet ved bruk av veilederen kan skyldes feilaktige fordelingskoeffisienter mellom sedimenter og vann ( $K_d$ -verdier). Men det bør også bemerkes at eksperimentelt arbeid kan ha store feilkilder som også kan bidra til overestimering.

Human risiko basert på teoretisk opptak i sjømat viser at kvikksølv og bly utgjør størst risiko og at det geografisk ikke uventet er størst risiko knyttet til sedimenter nær Eitrheimsvågen og på østsiden av Eitrheimsneset. Tilsvarende viser human risiko for PAH i sedimentene størst risiko i det området som er sterkest påvirket av Odda Smelteverk sitt utslipp. Det må imidlertid påpekes at dette er basert på teoretisk beregninger. Direkte målinger av biotilgjengelighet og bioakkumulering i sedimentlevende dyr viste moderat bioakkumulering av metaller. Dette tyder på at metallene i sedimentene, tross høye konsentrasjoner, har en begrenset biotilgjengelighet. Dette har sannsynligvis noe å gjøre med tilstandsformen til metallene i sedimentene.

Økologisk risiko knyttet til de forurensede sedimentene er teoretisk størst når det gjelder sink. Det er viktig å påpeke at nivåene av sink i sedimentene er svært høye.

## 5. Plantevernmidlet DDT og forurensning i ytre deler av Sørfjorden

### 5.1 Bakgrunn

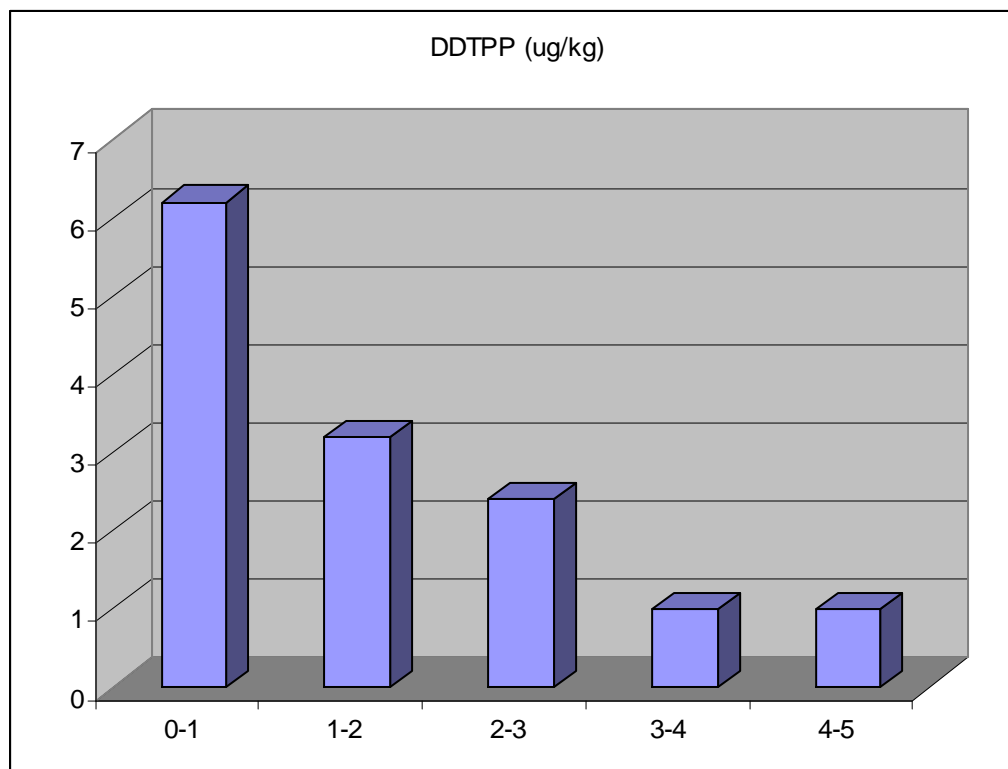
Overvåkning av Sørfjorden har i en årrekke vist forhøyede nivåer av insektmidlet DDT i blåskjell og fiskelever. For å kunne kartlegge kildene og gjennomføre tiltak gjennomførte NIVA et forprosjekt i 2005 for å sammenstille eksisterende data og finne egnede lokaliteter og metoder for å kartlegge kilder (Skei et al., 2005). I 2006 gjennomførte UNIFOB en kildekartlegging basert på anbefalinger i forprosjektet (UNIFOB, 2006). Resultatene basert på passive prøvetakere utplassert i vann, bunnsedimenter og blåskjell ga grunnlag for følgende konklusjoner:

- Det ble påvist større forurensning på fjordens vestsida enn østsida
- Området fra Måge til Jåstad bør vurderes for nærmere undersøkelser
- Forholdene ved Lutro bør sees nærmere på (omplanting i frukthage og jordarbeider)
- Sammenligninger mellom nivåer av DDT i øvre og nedre deler av bekker tyder på lokale kilder (forurenset jordsmonn)

Basert på disse konklusjonene er det tvilsomt om man har et beslutningsgrunnlag for tiltak. Det er grunnlag for å si at området fra Måge til Jåstad på fjordens vestsida og fra Espe til Lutro på fjordens østsida er kildeområder for DDT (og nedbrytningsprodukter) til Sørfjorden. Det at det er mange lokaliteter hvor DDT kan påvises i bekker som drenerer gjennom frukthager tyder på at jordsmonnet i de fleste hager hvor DDT er brukt som insektmiddel er forurenset. Når det gjøres jordarbeid hvor det øverste torvlaget fjernes vil trolig DDT som er lagret i jorda bli eksponert og i forbindelse med store nedbørsmengder vil avrenningen av DDT til fjorden øke og gi økte nivåer spesielt i blåskjell.

De målingene av DDT som ble gjort på sedimenter på grunt vann i UNFOBs undersøkelse anvendte en analyseteknikk som ga en deteksjonsgrense tilsvarende tilstandsklasse IV i SFTs klassifiseringssystem og er derfor av liten verdi.

NIVA gjorde analyser av en sedimentkjerne tatt på 380 m dyp utenfor Børve i juni 2007 (Ruus et al., 2008). Resultatene er gjengitt i Figur 21.



Figur 21. Konsentrasjonen av *p,p'*-DDT ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) i de øvre 5 sjiktene i sedimentkjernen fra Børve. For sjiktet 3-4 cm og 4-5 cm er konsentrasjonen satt lik deteksjonsgrensen på 1  $\mu\text{g}/\text{kg}$ .

Resultatene viser klart at de høyeste nivåene ble registrert i de øvre 1 cm av sedimentet. Dette er sedimenter som er avsatt etter at forbudet mot bruk av DDT kom i 1970. Det er to mulige forklaringer på disse observasjonene:

1. DDT er brutt ned nederst i kjernen over en periode på 20-25 år.
2. Tilførslene av DDT til fjorden har økt i de senere årene.

Sannsynligvis kan det være en kombinasjon av begge forklaringene. Hvis tilførslene har økt må det være grad av utvasking fra forurenset jord som skyldes periodevis store nedbørmengder og/eller jordarbeider som eksponerer mer forurenset jord.

Bioforsk gjorde undersøkelser av DDT i jord ved Kvalnes, som lenge har vært vurdert som et kildeområde (Amundsen, 2009). Konklusjonen fra disse undersøkelsene var at det er stor variasjon i DDT-konsentrasjoner mellom ulike frukthager. En mulig årsak til økt utlekking av DDT fra jord kan være redusert nedfall av sure forbindelser i nedbør som bidrar til økt innhold av løst organisk karbon i jordvæske. Organisk karbon binder DDT og dermed øker utvaskingen av DDT fra land til sjø (Ruus et al, 2010).

---

## 6. Definerings av miljømål

I 2002 kom St.meld.nr. 12 "Rent og rikt hav" hvor forurensede sedimenter i kyst og fjordområder fikk stor oppmerksomhet. Stortingsmeldingen ga en beskrivelse av utfordringene i oppryddingsarbeidet, ressursbehov og virkemidler. Den overordnede målsettingen med sedimentoppdyddingen ble definert i stortingsmeldingen:

*"konsentrasjonene fra tidligere tiders utslipp skal ned til et nivå som ikke gir alvorlige biologiske effekter eller alvorlige virkninger på økosystemet".*

Det er viktig å etablere klare, forståelige og etterprøvbare miljømål i startfasen av planleggingen av tiltak.

Målene kan være på forskjellige nivåer og to typer mål er sentrale:

- Langsiktige forvaltningsmål
- Lokale tiltaksmål

Miljømålene bør forankres hos lokale interessenter. Disse er kommunen, regionale/sentrale miljøvernmyndigheter, industrien, interesseorganisasjoner og befolkningen generelt. Slik sett krever fastsettelse av miljømål både en administrativ og politisk prosess. Dette er ikke gjennomført for det aktuelle tiltaksområdet, slik at defineringen av miljømål her må ses på som forslag basert på erfaringer fra tilsvarende tiltaksplanarbeid.

### 6.1 Langsiktige forvaltningsmål

Det er viktig at de langsiktige forvaltningsmålene er helhetlige og sektorovergrepene. På den måten kan forskjellige aktiviteter i tiltaksområdet utnyttes til miljøforbedring.

Et forslag til langsiktige forvaltningsmål kan være:

- Kvaliteten av bunnsedimentene skal ikke være til hinder for utøvelse av friluftsliv, yrkesfiske, havnedrift og industriaktivitet
- Forurensede sedimenter skal ikke føre til langsiktige, negative effekter på økosystemet
- Jord forurenset med insektmidlet DDT skal ikke forårsake kostholdsråd i fjorden (blåskjell og fiskelever)

Tiltak for å nå det langsiktige forvaltningsmålet bør på sikt bidra til at kostholdsråd kan oppheves. Man skal imidlertid merke seg at datagrunnlaget for kostholdsrådet er i stor grad knyttet til ytre deler av Sørfjorden. Fiskeprøvene som dannet grunnlaget for utformingen av rådet, er alle samlet inn utenfor det potensielle tiltaksområdet for forurensede sedimenter innerst i fjorden, mens blåskjell omfatter prøver fra hele Sørfjorden.

### 6.2 Lokale tiltaksmål

Tiltak mot forurensede sedimenter gjennomføres for å redusere miljørisiko. De er knyttet til risiko for:

- Spredning av forurensning
- Negativ innvirkning på human helse
- Negative effekter på økosystemet

---

Beregning av de forskjellige risikotypene gjøres ut fra formelverket i risikoveilederen justert i hht stedsspesifikke målinger. Risiko knyttet til human helse er i hovedsak knyttet til inntak av sjømat.

Risiko for spredning av forurensing fra sedimentene er størst i områder hvor vanddypet er mindre enn 10 m som følge av strøm og bølger og i kaiområder og skipsleder hvor vanddypet er < 20 m og hvor forurenset sjøbunn påvirkes av oppvirvling fra propeller og oppankring av skip. NIVA utførte i år 2000 oppankringsforsøk i Oddas havnebasseng for å studere grad av oppvirvling (målt turbiditet og ROV-filming) (Skei og Sundfjord, 2000). Konklusjonen var at sedimentene virvles lett opp nå ankeret treffer bunnen, men at slamskyen sedimenterer relativt raskt.

Når det gjelder DDT så dreier det seg ikke om tiltak knyttet til sjøsedimenter forurenset av DDT, men landbaserte kilder (jord) og spredning av forurensning.

## 7. Tiltaksplanen

### 7.1 Prinsipper for gjennomføring av tiltaksplaner

Nasjonalt Råd for Forurensede Sedimenter (2003-2006) nedfelte en rekke prinsipper for gode planprosesser i sitt sluttokument og noen av disse er gjengitt her:

- ❖ Bruk egnet ”verktøy” i forkant av beslutningsprosessen som analyserer muligheten for måloppnåelse, usikkerheten i dette og risiko knyttet til tiltak. Vurdering av kost - nytte og miljørisiko krever velegnet verktøy. Optimalt bør det foreligge en kvantifisering av usikkerhet og risiko som inngår i en beslutningsmodell. Den endelige beslutningen om tiltak må være basert på kunnskap om tiltakseffekter og risiki.
- ❖ I prosjekter basert på ”dugnad og spleiselag” må planprosessen være transparent. Alle som har et legitimt behov for innsyn gis muligheten, og bør samtidig ha muligheter for å påvirke, og dermed føle eierskap til prosessen.
- ❖ Sørg for at lokale brukerinteresser er godt kartlagt, for å forankre tiltaket i befolkningen, næringslivet og organisasjoner. Identifiser og ansvarliggjør grupperinger som kan sørge for framdrift i prosessen og som har egeninteresse i at tiltaket gjennomføres.
- ❖ Gjør en nøye vurdering av alternative tiltaksmetoder. Ta hensyn til lokale forutsetninger (lokalt tilpasset tiltak). I områder med høy naturlig sedimenttilvekst, og hvor miljøutviklingen i sedimentet er positiv, vil ofte inngrep være unødvendig, men utviklingen bør overvåkes.
- ❖ Sørg for god kommunikasjon mellom de som skal gjennomføre tiltak (tiltakshaver/entreprenør) og de som får ansvar for risikovurderinger og miljøovervåking.
- ❖ Påse at tiltakene er helhetlige og langsiktige og at tiltakene gjøres i riktig rekkefølge. Prosjektering av tiltak i flere faser er ofte nødvendig for å kunne forutsi risiko ved tiltaket og for å utarbeide forutsigbare kostnadsoverslag.
- ❖ Påse at miljøforholdene og grad av kildekontroll før tiltak er godt dokumentert. Dette er en forutsetning for å kunne utføre meningsfull overvåking og dokumentasjon av miljøgevinst.

- 
- ❖ Overvåking og dokumentasjon av miljøgevinst må være integrert i tiltaks- og kostnadsplanen og overvåkningsprogrammet bør være en del av konsekvensutredningen.

## 7.2 Tiltaksalternativer – generelt

Et sedimenttiltak er et tiltak rettet mot en potensiell sekundær forurensningskilde. Målsettingen med et sedimenttiltak er å bidra til miljøforbedring både på kort og lang sikt. Tiltak mot sekundære forurensningskilder er kostnadskrevende og det er viktig å ha klare forestillinger om hvilke miljøgevinster som kan forventes og når de kan forventes å inntreffe. Forutsigbarheten ved slike tiltak er begrenset og det er derfor viktig å velge tiltaksalternativer som er veletablert og utprøvd og hvor kostnadsomfanget står i forhold til miljøgevinsten.

Sedimenttiltak er sammensatte problemstillinger som krever et solid beslutningsgrunnlag. Solid analyse av forventet miljøeffekt er nødvendig, og dokumentasjon av effekter av tiltak setter store krav til overvåkningsprogrammene.

I realiteten er det tre kategorier tiltaksløsninger som er gjennomførbare:

- Mudring (en rekke ulike mudringsteknologier er tilgjengelige) og deponering (landdeponi, strandkantdeponi, gruntvannsdeponi, dypvannsdeponi eller deponering i fjellhaller).
- Tildekking med ren masse (løsmasser utlagt i tynne eller tykke sjikt) eller bruk av ulike restmasser fra industriell virksomhet. En kombinasjon hvor dekkmasser brukes i tillegg til geotekstiler (membraner). Denne teknikken ble brukt i Eitrheimsvågen i 1992.
- Behandling og rensing (avvanning, stabilisering med sement, termisk, kjemisk eller biologisk behandling).

I tillegg til disse tiltaksløsningene er naturlig rehabilitering av forurenset sjøbunn ved naturlig sedimenttildekking en 0-løsning. Det siste er spesielt aktuelt hvor det er kontroll på landbaserte forurensningskilder og hvor det er rimelig stor naturlig sedimenttilvekst. "Tiltaket" krever nøye oppfølging og dokumentasjon ved overvåking for å se at utviklingen går i riktig retning og at det kan anslås hvor lang tid det vil ta før en akseptabel miljøkvalitet i overflatesedimentet kan oppnås.

Det er ikke formålstjenlig å utarbeide universelle tiltaksløsninger som skal anvendes overalt. Derimot er det viktig å være konkret på funksjonskrav. Ofte vil det være aktuelt å kombinere flere ulike tiltaksmetoder innenfor ett og samme område (f.eks. mudring og tildekking). Det er svært vesentlig å velge lokalt tilpassede løsninger som tar hensyn til hva slags forurensing det gjelder, hvor sterkt forurenset massene er, hvor store arealer og volumer det dreier seg om, hva slags lokale tiltaksløsninger som finnes, om det er mulighet for synergieffekter med andre pågående prosjekter ved f.eks. tilgang på billige og egnede dekkmasser etc. Det viktigste ved valg av løsning er å oppnå en optimal miljøgevinst i forhold til tiltakskostnader. I tillegg er det viktig å vurdere miljørisiko i forbindelse med selve gjennomføringen av tiltaket, og sannsynligheten for å nå fastsatte miljømål.

Mudring er et stort fysisk inngrep med potensiale for spredning av forurensete sedimenter. Hvilken mudringsteknologi som skal velges krever nøye vurdering. Valg av mudringsmetode må avhenge av valgt sluttdestinasjon. Et gjennomgående problem knyttet til mudring er restforurensning, oppvirvling og spredning av forurensning og frigivelse av løste forbindelser til vann og luft (gjelder flyktige forbindelser). Det er særdeles problematisk å mudre sterkt forurenset industrislam fordi miljørisikoen under anleggsarbeidet vil være stor og lite forutsigbar.

Ettersom mudring må etterfølges av deponering eller rensing (som er kostnadsdrivende) er mudring pr i dag primært motivert ut fra behov for å opprettholde tilstrekkelig seilingsdyp i farleder og havner.

Tildekking består i å dekke til det forurensede sedimentet på sjøbunnen slik at spredning av forurensning fra sedimentene opphører eller reduseres, og at sedimentlevende dyr ikke kommer i kontakt med det forurensede sedimentet. Valg av dekkmasser og design av dekklag vil ofte spille en avgjørende rolle for hvilken effekt som oppnås. Det er begrenset dokumentasjon på langtidseffekter av tildekking, men tildekkingen av Eitrheimsvågen i 1992 var et pionerprosjekt som vakte stor internasjonal oppmerksomhet. I USA er det nå økt fokus på tildekking og i mange tilfeller blir tildekking foretrukket framfor mudring.

Behandling kan dreie seg om fysisk og kjemisk stabilisering av sedimentene i et strandkantdeponi eller ulike former for rensing/separasjon av forurensede og rene partikler. En viktig forutsetning ved de fleste behandlingsmåtene er at sluttproduktet etter behandling innehar en nytte-verdi og ikke skaper nye forurensingsproblemer. Så langt har kostnadene vært for store til at behandling er gjennomført i stor skala.

### 7.3 Sjøbunnarealer i Sjørfjorden

Sjørfjorden er en dyp fjord og i forbindelse med eventuelle tiltak knyttet til forurensede sedimenter er det urealistisk å tenke seg tiltak på vandyp større enn 50 m. Det betyr i realiteten at det potensielle tiltaksområdet begrenser seg til arealer fra Lindeneset til Eitrheimsvågen. Sedimentene nord for Lindeneset er også forurenset, men her vil det bli snakk om naturlig rehabilitering (0-tiltak), hvor naturlig sedimentasjon av rene sedimenter gradvis vil redusere forurensingsnivået i det biologisk aktive sedimentlaget (hovedsakelig 0-5 cm), forutsatt at kildene på land er under kontroll.

I forbindelse med arbeidet med planleggingen av tiltak mot forurensede sedimenter som ble gjort i perioden 1986 – 1989 i indre Sjørfjord, og som resulterte i tildekkingen av Eitrheimsvågen, ble det også gjort en tiltaksanalyse (Skei et al., 1989) på oppdrag av Kontaktutvalget for miljøspørsmål i Odda. I denne analysen ble ulike tiltak vurdert, også ut fra et kost-nytte-perspektiv. I forbindelse med tiltaksanalysen ble det også gjort en arealberegning hvor Sjørfjorden og Hardangerfjorden ble inndelt i 8 soner (Tabell 6).

Tabell 6. Grove beregninger av bunnarealer i Sjørfjorden og Hardangerfjorden (Skei et al. 1989).

Sone	Område	Areal (m <sup>2</sup> )
I	Strandsonen i Eitrheimsvågen	2 600
II	Indre del av Eitrheimsvågen (grunnere enn 5 m)	35 000
III	Ytre del av Eitrheimsvågen (dypere enn 5 m)	40 000
IV	Havnebassenget	1 400 000
V	Fra havnebassenget til Lindeneset	1 200 000
VI	Sjørfjorden	70 000 000
VII	Indre Hardangerfjorden	200 000 000
VIII	Hardangerfjorden	500 000 000

I forbindelse med tildekkingen av Eitrheimsvågen som ble fullført i 1992 ble det tildekte arealet målt til ca. 90.000 m<sup>2</sup>. Det henger sammen med at tildekking også omfattet noen områder som er litt dypere enn 10 m. Sone IV og V omfatter hele arealet sør for Lindeneset og utgjør til sammen 2 600 000 m<sup>2</sup> (nesten 30 ganger så stort som Eitrheimsvågen). Dette området har et vandyp stort sett grunnere enn 50 m og sedimentene er betydelig påvirket av industriutslipp og tidligere tiders kloakkutslipp.

I forbindelse med tiltaksvurdering av indre Sjørfjorden er det naturlig å ta utgangspunkt i 3 potensielle tiltaksområder:

1. Eitrheimsvågen –reparerende tiltak i forhold til tiltak som ble avsluttet i 1992 (ca. 90.000 m<sup>2</sup>)
2. Havnebassenget- sør for Eitrheimsneset (ca. 1 400 000 m<sup>2</sup>)

---

### 3. Eitrheimsneset - Lindeneset (ca.1 200 000 m<sup>2</sup>)

Det er viktig å vurdere om det har noen hensikt å gjøre tiltak i ett av disse områdene isolert eller om det må gjøres tiltak i alle tre områdene for å få en forutsigbar miljøgevinst. Eitrheimsvågen er geografisk noe adskilt fra de to andre områdene. I tillegg er vågen betydelig grunnere og det er allerede gjort et tiltak slik at hvis et nytt tiltak skal gjennomføres blir det et reparerende tiltak som vil ha en helt annen kostnadsramme enn tiltak i de to andre områdene. Det er vanskeligere å tenke seg et tiltak i område 2, men ikke i 3 og omvendt. Det henger sammen med at disse to områdene geografisk henger sammen.

## 7.4 Utslipphistorien i Odda-området

**Området øst for Eitrheimsneset og Eitrheimsvågen** er sterkt preget av utslipp fra Norzink (nå Boliden). Hovedutslippet av jarositt ble ledet ut på ca. 30 m dyp i perioden 1968 da jarositt- prosessen ble tatt i bruk til 1986 da jarositten ble pumpet til fjellhaller. I perioden 1929 – 1968 ble avfallsstoffene fra sink- produksjonen sluppet ut i Eitrheimsvågen som ble helt oppfylt innerst av avfall (residue). Når sedimentkjerner tas i området er det lett å skille mellom avfall som ble sluppet ut i den første perioden (rød- oransje) og avfall som i hovedsak var jarositt (okerfarget) (Fig. 3). Dette området er også påvirket av uhellsutslipp. I 2007 førte uhell ved bedriften til ekstraordinære metallutslipp (utslipp av 4,5 tonn sink).

Situasjonen i dag er at området øst for neset er påvirket utslipp fra Boliden`s sentrale vannrenseanlegg (utslipp på 30 m dyp) Og vågen er i dag påvirket av utslipp fra kvikksølvrenseanlegget og ved utpumping av vann som samles opp bak spuntvegg (BP5) (utslipp nær overflaten).

**Havnebassenget** er sterkt preget av store slammengder fra tidligere produksjon ved Odda Smelteverk i perioden 1908 – 2002 (94 års virksomhet). Store kjegleformede avsetninger befinner seg på bunnen i de områdene hvor avløpsledningen munnet ut. Avsetningene består av sort kalkslam; stedvis sterk lukt av sulfid og ammoniakk. Enkelte steder hvor det er sorte, organiske sedimenter som lukter sulfid kan det være påvirkning fra kloakkslam fra den tiden da kloakken fra Odda gikk til havnebassenget.

## 7.5 Tildekkingen i Eitrheimsvågen i 1992

Beslutningen om å dekke til hele Eitrheimsvågen (ca. 0-12 m vanddyb) ble tatt på grunnlag av følgende:

1. Etter fullføring av fjellhallprosjektet i 1986 ble det fortsatt registrert forhøyede metallkonsentrasjoner i overflatevannet og i blåskjell i Sørfjorden.
2. NIVA gjennomførte eksperimentelt arbeid med sedimenter fra Eitrheimsvågen og to andre lokaliteter innerst i Sørfjorden for å kvantifisere forurensningsbidraget fra sedimentene. Det ble dokumentert at bidraget var stort sammenlignet med primære utslipp
3. Norzink (nå Boliden) finansierte (med tilskudd fra MD) en tildekking av vågen med geotekstil og sand. Prosjektet ble fullført. 1992.

NIVA gjennomførte en dykkerbefaring i tiltaksområdet i 1995 (Skei og Moy, 1996). Konklusjonen her var at det visuelt kunne observeres at tildekkingen med duk og masse hadde vært vellykket og at det var en betydelig biologisk aktivitet på overflaten av dekklaget.

NIVA gjennomførte en ny dykkerbefaring i 2001, hvor det samtidig ble tatt prøver av overflatesedimentene (Waldy, 2002). Konklusjonene var at i løpet av de 10 årene som var gått siden tildekking av vågen, var dekklaget forurenset på nytt og nivåene var omtrent de samme som før tiltaket ble gjennomført.



---

Ytterligere overvåking viste nedgang av metallnivåer i vann og blåskjell, men det ble dokumentert en ustabil miljøtilstand med store skiftninger i vannkvalitet i de øvre vannlag.

Det ble besluttet å gjøre et tiltak for å stoppe tilførselen av drensvann fra industriområdet på Eitrheimsneset til sjø. Prosjekt Avløp ble påbegynt i 2002 og avsluttet i mai 2003. Dette medførte ytterligere forbedring av vannkvaliteten og mindre fluktuasjoner.

Undersøkelser i etterkant av tildekkingen i vågen i 1992 viser at det ikke var tilstrekkelig kildekontroll på det tidspunktet tildekkingen ble gjennomført. Det var store uregelmessige tilførsler (ofte styrt av nedbør) som førte til tilførsler til vågen. I tillegg har forurensning i forbindelse med lossing av sinkkonsentrat vært et problem som har vært vanskelig å skalere (se kap. 7.6). I DNV (2009) er det også påpekt at lossing av sinkråstoff kan utgjøre et betydelig bidrag til forurensningen av sedimentene pga. av de store volumene som losses. Det har dessuten vært to aktive utslipp til vågen etter at tildekkingen ble gjennomført (sigevann fra gamle deponier som oppsamles bak spuntvegg og som pumpes periodevis til vågen og utslipp fra kvikksølvrensaneanlegget i munningsområdet). I årene etter 1992 har det også vært mange uhellsutslipp til vågen både knyttet til svovelsyrefabrikken (1996), lutningsanlegget (1996), aluminiumfluoridfabrikken (1996) og lekkasje fra klinkertank (1997). Uhellsutslippene har i stor grad dreid seg om utslipp til overflatevannet og metaller i løst form. I år 2000 skjedde det et uhell ved Norzinks røsteanlegg som førte til stor kvikksølvforurensning i flere måneder i store deler av Sørfjorden. Et nytt uhell høsten 2001 førte igjen til forverret vannkvalitet og høsten 2002 ble det dokumentert økt forurensning som følge av spuntingsarbeid i vågen. Også i 2004 ble det påvist økt forurensning i vågen som følge av utbedringsarbeid på grunn av uhell som skjedde året i forveien.

Selve tildekkingen av vågen var vellykket, men på grunn av manglende kildekontroll ble dekklaget forurenset på nytt.

## 7.6 Dagens utslippssituasjon

Utslippssituasjonen ved Boliden i dag er best beskrevet i DNVs rapport som ble presentert i 2009 (DNV, 2009). Figur 22 viser et kart med lokalisering av primære og sekundære utslipp. Som det framgår av kartet er det mange utslippspunkter. Størst usikkerhet er knyttet til bidraget til sjø i forbindelse med spill under lossing av konsentrat. Som det framgår av fig.22 skipes det 250-300.000 tonn råvare årlig til Odda og denne råvaren inneholder ca. 55 % sink og 200-300 mg/kg kvikksølv. I tillegg kommer en rekke andre metaller som er følger malmen (kopper, bly og kadmium m.m.).

Boliden har i dag to utslippssesjoner knyttet til utslipp til sjø; en knyttet til sinkverket (utslipp fra sentralt vannrensaneanlegg) og en knyttet til aluminiumfluoridfabrikken (Noralf). Utslippene til sjø fra regulær drift omfattes av

- (i) utslippet fra sentralt vannrensaneanlegg på østsiden av Eitrheimsneset (tvers over for Lindeneset) på ca. 20 m dyp og
- (ii) utslipp fra Noralf (gips og fluorider) på sydspissen av Eitrheimsneset på 30 m dyp.

I tillegg kommer utslipp fra kvikksølvrensaneanlegget på 10-15 m dyp i munningen av Eitrheimsvågen. Samlet utslippssesjon i dag for sink fra de to fabrikkene er 7, 5 tonn pr. år, som omfatter regulære og diffuse utslipp. Kravet har vært gyldig siden 1. januar 2007. Fra 1. januar 2005 til 1. januar 2007 var samlet utslippsgrense for sink til vann 8, 5 tonn per år. Utslippene av sink fra Boliden i perioden 2005 til 2009 var gjennomsnittlig 6,4 tonn per år, og varierte fra 2 tonn (2009) til 12 tonn (2007).

I tillegg til utslippet fra kvikksølvrensaneanlegget som går til munningsområdet til Eitrheimsvågen, pumpes vann som samles opp bak spuntveggen innerst i vågen tidvis ut i vågen i perioder hvor det sentrale vannrensaneanlegget ikke kan tilstrekkelig kapasitet. Behov for å pumpe vann direkte til vågen foregår sjeldnere i dag enn tidligere.

En avskjærende grøft ble etablert på vestsiden av det gamle deponiområdet innerst i vågen for å ta hånd om vann som renner ned fjellsiden, samt noe oppsamling av overvann fra flater med fast dekke på Eitrheimsvågen Industriområde. Vann som transporteres via denne grøften er forurenset. Det eksisterer kun 4 målinger av sink og kadmium fra denne grøfta og de indikerer at minst 400 kg sink (DNV, 2009) transporteres i grøfta årlig (usikre estimat). Det er også usikkerhet når det gjelder mulig lekkasje gjennom den innerste spuntveggen som er laget av betong i 1987. Boliden kjenner ikke til lekkasjer i betongspunten og opplyser at det ikke er noe overvåking av denne spunten i dag. I DNVs rapport om forurensingskilder (DNV, 2009) er det anbefalt å undersøke stålsputen fra 1991 for mulig korrosjon, mens betongspunten fra 1987 ikke er vurdert. Det er ikke dokumentert hvor forurensningen fra avskjærende grøft stammer fra, og det er behov for å undersøke årsaken til forurensningen og omfanget nærmere.

I tillegg til disse mulige kildene kommer spill av sinkkonsentrat i forbindelse med lossing ved kai. Hvis det losses 300.000 tonn sinkkonsentrat årlig og vi antar at gjennomsnittskonsentrasjonen av sink er 55 %, utgjør dette 165.000 tonn sink. Hvis spill utgjorde 0,001 % eller 1 promille av konsentratet tilsvarer det 3 tonn sinkkonsentrat eller en tilførsel på 1,6 tonn sink pr.år (tilsvarer beregnet fluks fra sedimentene i vågen basert på NIVAs eksperimenter i 1987). Dette regneeksemplet viser hvor lite som skal til av spill før dette representerer en stor sinktilførsel. Dette gjelder ikke bare sink, men alle de tungmetallene som er assosiert med sink i malmen. Et spill tilsvarende 1 promille ville utgjøre et sjøutslipp av 750 g kvikksølv pr.år.

I tillegg til usikkerheter knyttet til tilførsler fra Bolidens virksomhet er det også usikkerheter knyttet til forurensningsbidrag fra smelteverkstomta i Odda.

Konklusjonen på dagens utslippssituasjon er at den fortsatt er noe uavklart med hensyn til kvantifisering av kilder, og at det således pr. i dag ikke kan sies å være tilstrekkelig kildekontroll for å gå i gang med sedimenttiltak.

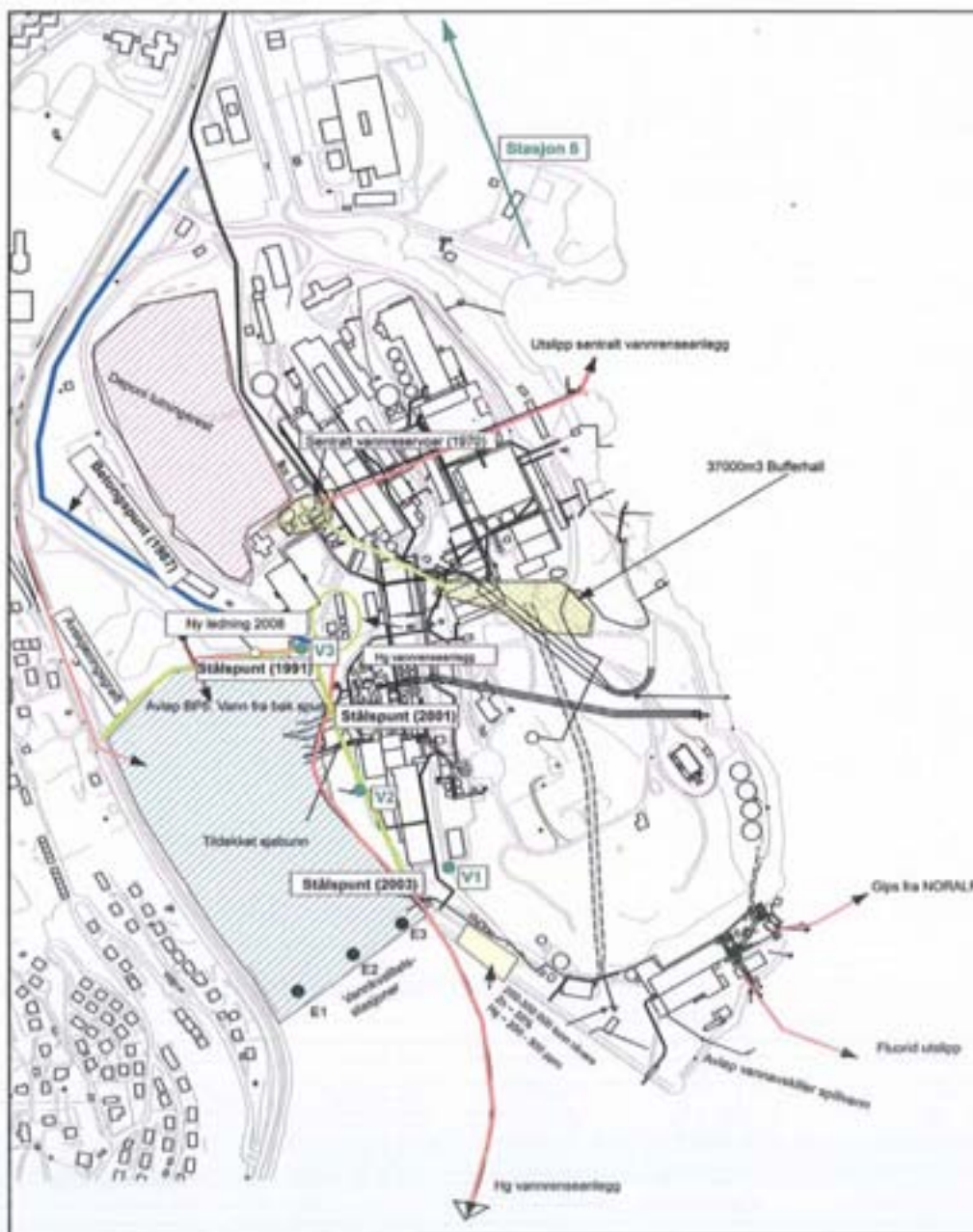


Fig.22. Kart over Boliden Odda med utslippspunkter (rød linje med pil) (Etter DNV, 2009)

---

## 7.7 Dagens miljøtilstand i Sørfjorden

Det har pågått regelmessig overvåking i Sørfjorden i 30 år. Det er således etablert en svært omfattende database på miljødata fra Sørfjorden. Trenden i utvikling var tydeligst midt i 80-årene som følge av reduksjonen med over 90 % i utslipp av metaller til fjorden. Dette gav store utslag på vannkvaliteten i midlere vanddyb hvor utslippet av jarositt var lokalisert, men også på nivåer i fisk og blåskjell.

Sammenlignet med den dramatiske utslippsendringen i 1986 så har senere utslippsreduksjoner vært av mindre omfang. Forsøk på å relatere utslippsmengder av metaller og nivåer i vann basert på den årlige overvåkningsprogrammet har ikke vært spesielt vellykket. Det kan henge sammen med at de regulære utslippene periodevis har vært maskert av diffuse tilførsler som har variert svært mye over tid. Med 6-8 prøvetakingsperioder pr. år vil en rekke uregelmessige tilførsler ikke alltid fanges opp av overvåkningsprogrammet. Utslippene av metaller har også forskjellig karakter. Metaller knyttet til gipsutslippet på Eitrheimsneset kan være mindre vannløslig og biotilgjengelig enn de andre utslippene.

Trenden har imidlertid i de siste 5 årene vist mindre fluktasjoner i vannkvalitet. Dette antas å ha sammenheng med effekten av prosjekt Avløp, samt færre uhellsutslipp enn tidligere og kanskje også sjeldnere utpumping fra BP5 i vågen.

Situasjonen i dag er beskrevet i årsrapporten for overvåkingen fra 2008 (Ruus et al., 2009).

Situasjonen i overflatevannet med hensyn til kadmium og kvikksølv, som betraktes som de mest betenkelige metallene, viste "tilstandsklasse god" i hele fjorden, med unntaksvis et høyere nivå av kvikksølv i vågen på ett tidspunkt. I dypvannet i havnebassenget og utover fjorden derimot er det målt høyere forurensningsnivå enn i overflatevannet og det melder seg et spørsmål om hva som er skyld i dette. Sannsynlige forklaringer kan være:

1. Vann ved midlere dyp og under terskeldypet i Sørfjorden (ca. 225 m) har betydelig lengre oppholdstid enn overflatevannet. Metaller som tilføres vannmassen i løst form kan oppkonsentreres i disse vannmassene.
2. Det er to eksisterende dypvannsutslipp (ca.30 m dyp); fra Bolidens sentralvannrenseanlegg og fra aluminiumfluoridfabrikken, som begge kan bidra til forhøyede nivåer av metaller i dypere vannlag. I tillegg kommer dypvannsutslippet fra Eramet på ca. 100 m dyp utenfor bedriften og som inneholder både sink, bly og kvikksølv.
3. Sedimentene i hele Sørfjorden er forurenset og kan tenkes å bidra til forhøyede nivåer, spesielt i bassengvannet.
4. Endringer i metallnivåer i dypvannet styres også i stor grad av dypvannsutskiftninger. Det er imidlertid kun målinger to ganger pr. år (vår og høst) og det er for lite til å dokumentere effekten av dypvannsutskiftninger. Det har imidlertid vært en tendens til høyere nivåer om høsten enn om våren. Det er kjent at i de fleste fjorder på vestlandet skjer dypvannsutskiftning først og fremst på sen vinteren.

Det må antas at nivået av kvikksølv i dypere vannlag bidrar til å opprettholde forhøyede nivåer i dypvannsfisk, selv om forhøyningen er liten.

Situasjonen når det gjelder blåskjell viser lite eller ubetydelig forurensning av kobber og sink, moderat forurensning av kvikksølv og opp til markert forurensning av kadmium og bly. Så det er således en betydelig forbedring siden tidlig på 90-tallet.

Ettersom det fortsatt eksisterer kostholdsråd når det gjelder inntak av fisk (inkludert dypvannsfisk) og blåskjell er forurensingssituasjonen ikke akseptabel.

---

## 7.8 Anbefalinger vedrørende tiltak og oppfølgende undersøkelser

For at tiltak mot forurensede sedimenter skal gi en forventet miljøgevinst er det viktig at tiltaksområdet er preget av kildekontroll. Det er således viktig at tiltak iverksettes i riktig rekkefølge.

Bolidens utslippskonsesjoner tillater årlige utslipp til vann av 7,5 tonn sink, 1,2 tonn bly og 0,9 tonn kobber. Utslippene av sink til vann fra Boliden i perioden 2005 til 2009, var gjennomsnittlig 6,4 tonn per år, og varierte fra 2 tonn (2009) til 12 tonn (2007). Gjennomsnittlig utslipp av kobber og bly til vann i perioden 2005-2009 var på henholdsvis 815 kg og 969 kg. Ca. 35 % av sinkutslippet går til Eitrheimsvågen, i følge bedriften.

Følgende anbefalinger vedrørende tiltak og oppfølgende undersøkelser gis:

1. Boliden bør vurdere å avlaste grunnområdet i Eitrheimsvågen ved å fjerne alle utslipp til vågen, fordi dette er et grunt område med stort potensiale for spredning av forurensing.
2. Boliden bør vurdere om det er ytterligere tekniske tiltak som kan gjøres for å eliminere spill ved lossing av konsentrat. Regneeksempel viser at selv små spill vil gi store utslipp av metaller, inkludert kvikksølv.
3. Boliden bør iverksette kontrollmålinger for å teste om spuntveggene i vågen er tett, samt finne årsaken til at avskjærende grøft frakter forurensning.
4. Når undersøkelsene og tiltakene vedrørende utslippssituasjonen er gjennomført bør en plan for tildekking av Eitrheimsvågen etableres. En tildekking forutsetter at tilførslene av ny forurensning er tilstrekkelig lav til at rekontaminering av det tildekkede området ikke skjer.
5. Planer rundt sedimenttiltak i det øvrige sjøområdet i indre Sørfjord skrinlegges inntil effektene av utslippsreduksjoner og opprydding av vågen er gjennomført. Overvåkingsresultater vil bli lagt til grunn for eventuelle nye tiltak.
6. Det bør iverksettes undersøkelser for å kartlegge årsaken til forhøyede nivåer av kvikksølv i bunnvannet i Sørfjorden og årsaken til fortsatt høy nivåer av kvikksølv i fisk, spesielt dypvannsfisk.

## 7.9 Tiltaksvurdering knyttet til DDT- forurenset jord

Når det gjelder vedvarende DDT forurensing av blåskjell og i noen grad fiskelever i midtre og ytre deler av Sørfjorden er det gjort en vurdering av eksisterende beslutningsgrunnlag for tiltak. Mye tyder på at jordsmonnet i frukthager langs begge sider av fjorden er forurenset av DDT og nedbrytningsprodukter på grunn av omfattende bruk av DDT-holdige sprøytemidler fram til forbudet ble innført ca. 1970.

En forutsetning for å gjøre tiltak knyttet til DDT-forurenset jord er at et kildeområde med begrenset geografisk omfang kan lokaliseres og ryddes opp. Så langt er kun et tilfelle kjent hvor en tønne med DDT skal ha blitt tømt ut i strandområdet nær Aga for mange år siden. Det er usikkert hva effekten av å følge opp denne lokaliteten med tiltak vil bli, så lenge det er klart at så godt som alle frukthager langs Sørfjorden har DDT- forurenset jord.

Det er sterke indikasjoner på at tilførselen av DDT til fjorden øker i nedbørsperioder og at jorderosjonen øker i forbindelse med gravearbeider og omarbeiding av jordsmonnet i frukthager. Det foreslås derfor avbøtende tiltak for å redusere tilførslene av DDT til fjorden. Det er viktig å hindre mest mulig jorderosjon (for eksempel unngå mest mulig jordbearbeiding i nedbørsrike perioder om høsten) samt etablere et vegetasjonsbelte (kantvegetasjon) nedenfor frukthager mot sjøsiden eller mot bekker der hvor dette mangler.

Situasjonen når det gjelder nivåer av  $\Sigma$ DDT i fiskelever og blåskjell i 2007 var at torskelever viste tilstandsklasse III (markert forurenset) og torskfilet tilstandsklasse II (Ruus et al., 2008).

---

Blåskjellanalysene viste meget sterk forurensingsgrad for  $\Sigma$ DDT helt ytterst i Sør fjorden (Utne) for andre år på rad. Det er spekulert om dette kan henge sammen med flatehogst nær frukthager i dette området som følge av bruk av store maskiner som lager sår i jordsmonnet som kan føre til økt jorderosjon.

Bioforsk gjorde en ny kartlegging av DDT i jord ved Kvalneset i 2009 (Amundsen, 2009). Det ble påvist stor variasjon i konsentrasjoner av DDT i jord fra ulike frukthager. Det er påpekt at økt utlekking av DDT fra jord og videre transport til sjø kan skyldes redusert nedfall av sure forbindelser i nedbør og dermed økt løst organisk karbon i jordvæske som binder DDT som dermed gir økt utvasking av DDT over tid.

Det er så langt ikke etablert kostholdsråd på grunnlag av DDT- konsentrasjonene. Av den grunn vil ikke manglende tiltak knyttet til DDT ha noen betydning med hensyn til å oppnå det langsiktige tiltaks målet i forbindelse med kostholdsråd.

## 8. Referanser

Amundsen, C.E., 2009. Kartlegging av DDT i jord ved Kvalneset, Ullensvang herad. Bioforsk-rapport nr. 123/2009.

Breedveld, G., T. Bakke, E. Eik, A. Helland, T. Källqvist, A. Oen. 2005. Veileder i risikovurdering av forurenset sediment. SFT TA-2085/2005, ISBN 82-7655-250-1. 45 s.

DNV, 2006. Miljøundersøkelser av metaller og fluorid i indre del av Sør fjorden 2006. DNV, Rapport nr.: 2006-0490.

DNV, 2009. uavhengig vurdering av tiltaksplan for forurensete sedimenter i Sør fjorden. Rapport nr: 2009-0848

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

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

Nilsson, H.C og K.Næs, 2006. Sedimentundersøkelser i forbindelse med tiltaksplan for forurensete sedimenter i Farsund: fase 2, trinn2. NIVA-rapport 5274-2006.

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

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

Ruus, A., Skei, J., Green, N. og M. Schøyen, 2008. Overvåking av miljøforholdene i Sør fjorden 2007. Metaller i vannmassene, sedimentundersøkelse og miljøgifter i organismer. NIVA-rapport 5635-2008.

Ruus, A., Skei, J., Molvær, J., Green, N. og M. Schøyen, 2009. Overvåking av miljøforholdene i Sør fjorden i 2008. NIVA-rapport 5808-2009, 91 s.

Ruus, A., Green, N.W., Maage, A., Amundsen, C.E., Schøyen, M. og Skei, J., 2010. Quondam times orcharding creates modern DDT-problems in the Sjørfjord (Western Norway) – a case study. Submitted to Mar. Pollut. Bull.

Skei, J. og F. Moy, 1996. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sjørfjorden og Hardangerfjorden 1995. Delrapport 1. Vannkjemi og dykkerbefaring. NIVA-rapport 2509-1996, 29 s.

Skei, J. og A. Sundfjord, 2000. Feltnålinger og utredninger knyttet til oppfølging av konsekvensanalyse ved utvidet sinkproduksjon ved Norzink i Odda. NIVA-rapport 4196-2000, 35 s.

Skei, J., Ruus, A. og Måge, A., 2005. Kildekartlegging av DDT i Sjørfjorden, Hordaland. Forprosjekt, NIVA-rapport 5038-2005, 44s.

Skei, J., K.L. Seip, I. Tveit, P. Strømsnes, O. Skeie og R. Bøen, 1989. Indre Sjørfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 3. Tiltaksanalyse. NIVA-rapport 2261- 1989.


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

UNIFOB , 2006. Kartlegging av DDT-nivået langs Sjørfjorden i Hardanger – 2006. Rapport no. 10, 2006




Walday, M., 2002. Effekter av uhellsslipp av metallholdig vann til Sjørfjorden, Hardanger i 1999-2000. Analyser av sedimenter og filet av torsk. NIVA-rapport 4520-2002, 21 s.


---

## Vedlegg A. Beskrivelse av sedimentprøvene tatt i juni 2007


Stasjon (posisjon)	Vann dyp (m)	Kjerne- lengde (cm)	Beskrivelse	Foto
4 Pos. N: 60.7,260 Pos. E: 6.32,925	136	37 25 21	Blandprøve av 3 kjerner (0-5 cm) #1 Brun overflate (ca 3 cm), gradvis grå, homogen, noe sand #2 som #1 #3 som #1, sandlag Foto	





<p>5 Pos. N: 60.5,773 Pos. E: 6.32,616</p>	<p>54</p>	<p>82 50</p>	<p># 1: Øvre 3 cm grå / oliven leire m. børstemark. Deretter gul oker ned til 15cm, deretter brun oker ned til 45 cm. Påtreffer deretter illrødt sediment delvis iblandet gråsvart sediment ned til bunn av kjernen. Hele kjernen finkornet, leirig. Foto</p> <p>#2 som #1, børstemark i toppen, mer uforstyrret overflate, prøver tatt fra denne. Foto fra 45-82cm</p> 	
<p>6 Pos. N: 60.5,613 Pos. E: 6.32,575</p>	<p>53</p>	<p>#1: 85 #2: 73</p> <p>53 Boxcorer</p>	<p>#1 "overflow" tok av 3 lodd. 80 cm oker, mangler det røde bunnlaget, dvs. større mektighet av oker enn på st. 5 #2, snitter 1 cm sjikt nedover i kjernen (8 prøver). Brun overflate med børstemark, finkornet. Deretter mørk grå. Påtreffer oker (jarositt) ved 6cm.</p> <p>For bløtt for bokscorer, overflow. Prøve fra st. 7 istedenfor.</p>	

Stasjon	Vann dyp (m)	Kjerne-lengde (cm)	Beskrivelse	Foto
7 Pos. N: 60.5,203 Pos. E: 6.32,817	48	#1: 37  Boxcorer	Grå overflate, børstemark, finkornet, deretter svart bløtt sediment. Innslag oker iblandet svart ved 10 cm. Rødt / burgunder fra 20 cm, fastere. Overgang grå til oliven leire fra 26cm. 2 Boxcorer prøver (0-5cm) tatt til bioakkumuleringstest. En blandprøve tatt ut til kjemi. Mye Pectinaria, Muslingskall ++ Bioturbert ned til 10 cm.	
8 Pos. N: 60.4,955 Pos. E: 6.32,589	48	#1: 48	Øvre ca 1cm grå leire m/børstemark, deretter homogen svart (sot) fra Odda smelteverk. Linser av oker fra 32 – 39 cm. Burgunder i bunn 47-48 cm.	
9 Pos. N: 60.4,804 Pos. E: 6.33,949	34	#1: 20	Som st. 8, men kortere. Børster i overflaten, svart, bioturbert	
10 Pos. N: 60.4,823 Pos. E: 6.32,857	40	#1: 36	2 cm "frisk" grå / oliven overflate m/børstemark. Deretter gråsvart til svart, finkornet. Bløt i bunn	
11 Pos. N: 60.4,823 Pos. E: 6.32,555	48	#1: 39	Øvre 2 cm grå til oliven, deretter grå til svart, finkornet. "Frisk" grå til oliven i bunn av kjernen.	

---

Stasjon	Vann dyp (m)	Kjerne-lengde (cm)	Beskrivelse	Foto
12 Pos. N: 60.4,923 Pos. E: 6.32,245	44	#1: 22	Øvre 2 cm grå til oliven, fluffy organisk m/børstemark. Deretter bioturbert svart finkornet. Burgunder ved 7 cm. Grå til oliven fra 8cm og videre ned.	

Stasjon	Vanndyp (m)	Kjerne-lengde (cm)	Beskrivelse	Foto
13 Pos. N: 60.4,660 Pos. E: 6.32,992	19          18	#1: 55       Boxcorer 2 hugg	Svart til grå, finkornet. Børstemark i overflaten. Svært høyt vanninnhold i bunn av kjernen (dvs. høyere vanninnhold enn i overflaten) sterk lukt av ammoniakk. Sjikt av lysere grått bløtt sediment fra ca 50 cm ned til bunn Første skudd, forsøk på 11m, mistet kjernen, svært bløtt sediment (luft av ammoniakk). (Foto viser ikke de øvre 5 cm, tatt til prøve)  Boxcorer øvre 5 cm av to bokser, homogenisert og prøve tatt ut til kjemi	
14 Pos. N: 60.4,663 Pos. E: 6.32,848	29 28	#1: #2:  #3: 45	#1:Overflow, tok av 3 lodd #2:Kjernen renner ut, svært bløt "stinker" ammoniakk #3:Hele kjernen svart, forstyrret topplag, bløtt sediment, "stinker" ammoniakk og vanskelig å holde på sedimentet i røret. Børstemark intakt i overflaten, 0-5cm vurderes til å kunne brukes til kjemi. Lukter ikke ammoniakk av de øvre 5cm. Lukt fra 10 cm og videre nedover i kjernen.	
15 Pos. N: 60.4,660 Pos. E: 6.32,350	43	#1: 32	Grå oliven overflate. Deretter gråsvart til mer svart nedover i kjernen. Burgunder påtreffes på 30 cm. Deretter overgang til grå oliven. Børstemark, store, helt ned til 7 cm. Hele kjernen finkornet. Nakensnegl i overflaten. (Sur lukt av de øvre 5 cm til kjemi)	

Stasjon	Vanndyp (m)	Kjerne-lengde (cm)	Beskrivelse	Foto
16 Pos. N: 60.4,660 Pos. E: 6.32,244	40	#1:21	Øvre ca 1 cm ”frisk grå oliven med børstemark, deretter svart, islag av burgunder ved 14 / 15 cm før overgang grå leire ved ca 15 cm. Finkornet hele kjernen.	
17 Pos. N: 60.4,494 Pos. E: 6.32,713	39	#1:21	Som st. 16, homogen svart, men grus/grov sandlag i bunn, rester av blåskjellskall	
18 Pos. N: 60.4,944 Pos. E: 6.32,973	34	#1:33	Oliven overflate, deretter svart ”hårete sediment” ): planterester fra elva? I hele kjernen. Innsalg sand 1 cm sjikt på 20 cm, flomperiode? Bioturbert øvre 7 cm, også rør av børstemark v/25 cm ”oksidert sediment rundet gravegangen”	
19 Pos. N: 60.4,387 Pos. E: 6.32,836	17	#1: 12	Som st. 18. Grå oliven overflate, ellers svart, børstemark, mye planterester, men mindre enn på st 18.	
20 Pos. N: 60.5,032 Pos. E: 6.32,299	41 43	#1 #2: 25	#1: bom, st. i skråning #2: ”frisk” oliven grå overflate 1,5 cm m/børstemark. Gips fra 3,5cm til 5 cm, deretter svart, gradvis overgang til burgunder – ned til 22 cm. Deretter grå leire. Hele kjernen finkornet. Snittet 1cm prøver ned til 6 cm.	
21 Pos. N: 60.5,165 Pos. E: 6.32,010	14,5 14	#1 #2:27	#1: Bom #2: Brun overflate ca 1 cm, børstemark i top, deretter svart til 6 cm, deretter svart ispedd burgunder ned til 19 cm. Gradvis overgang til renere grå leire, skjellrester i den grå leira. Gruslag i overgangen til den grå leira.	

---

<b>Stasjon</b>	<b>Vanndyp (m)</b>	<b>Kjerne- lengde (cm)</b>	<b>Beskrivelse</b>	<b>Foto</b>
22	10	KC-grabb	Blandprøve av flere grabber fra Vågen. Svært varierende sediment. Grovest innerst (grus, singel med hardbunnsorganismer). Mer finkornet svart ytterst. Mange grabber med vegetasjon (grønnalger, trådformede).	

## Vedlegg B. Resultater av analyser av metaller og PAH i sedimenter fra indre Sørfjorden, juni 2007.

Stasjon/sjikt(cm)	Vanninnhold %	Silt og leire %	TOC %	Cd mg/kg	Hg mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg	Σ PAH µg/kg	Σ KPAH µg/kg
4 (0-5)	42,1	27	1,6	3,8	2,49	322	782	137769	40400
5 (0-5)	63,7	79	3,9	117,0	23,90	9140	11300	46688	14900
6 (0-1)	80,3	71	4,5	13,0	8,19	1270	2340		
6 (1-2)	76,9	74	4,8	13,0	7,98	1140	2140		
6 (2-3)	72,3	86	5,5	15,0	6,70	827	1870		
6 (3-4)	69,3	85	6,1	15,0	6,17	673	1920		
6 (4-5)	71,5	60	6,0	48,4	11,90	3760	7080		
6 (5-6)	68,0	59	4,6	18,0	19,10	1180	3430		
6 (6-7)	58,0	94	1,5	242,0	43,40	18000	22200		
6 (8-9)	47,0	97	0,3	312,0	25,30	21900	28000		
7 (0-5)	59,9	96	5,8	5,9	3,46	386	898		
8 (0-5)	51,8	97	9,7	3,0	1,17	150	351		
9 (0-5)	52,0	97	6,0	3,0	1,50	120	366		
10 (0-5)	53,1	95	7,1	3,0	1,04	110	321	27236	7640
11 (0-5)	53,8	97	7,5	3,4	1,86	207	484		
12 (0-5)	61,0	61	5,3	32,0	36,30	3100	5160		
13 (0-5)	61,1	95	5,4	3,0	1,25	95	354	282496	58600
14 (0-5)	60,5	91	6,0	7,4	1,56	130	671	158920	42300
15 (0-5)	62,4	94	5,5	5,7	3,89	384	896	47422	15700
16 (0-5)	68,5	56	10,7	29,0	31,40	3120	4660	144940	48700
17 (0-5)	63,3	88	7,4	8,1	4,68	378	1040	111926	39900
18 (0-5)	65,1	83	7,0	9,4	3,26	282	939	79914	28100
19 (0-5)	62,2	67	8,8	22,0	15,90	835	2810	157120	57400
20 (0-5)	80,0	67	3,0	12,0	8,58	662	2230		
20 (1-2)	75,1	63	2,3	11,0	7,93	624	2150		
20 (2-3)	75,3	70	2,4	8,6	8,10	350	1370		
20 (3-4)	83,7	58	2,5	8,0	4,37	355	1380		
20 (4-5)	80,6	50	3,5	15,0	17,00	1000	2990		
20 (5-6)	66,5	54	6,0	25,0	27,20	1520	4450		
21 (0-5)	62,1	66	2,9	225,0	156,00	3990	53700		
22 (0-5)	-	38	2,2	108,0	55,2	1150	-		

## Vedlegg C. Konsentrasjoner (mg/kg v.v.) av kadmium, kvikksølv og bly i organismer (*Nereis diversicolor* og *Hinia reticulata*) eksponert for sedimenter fra Sørfjorden og kontroll-sediment (bioakkumuleringstest)

Rekvisisjonsnr : 2007-01869 Mottatt dato : 20070824 Godkjent av : KLR Godkjent dato: 2007  
 Prosjektnr : O 27198  
 Kunde/Stikkord : SØRTIL  
 Kontaktp./Saksbeh. : SKE ARU

Analysevariabel				Cd/MS-B	Hg-B	Pb/MS-B
Enhet ==>				µg/g	µg/g	µg/g
Metode ==>				E 8-3	E 4-3	E 8-3
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype			
1	!	Kontroll 1, Mark	bioxx	0.009	0.008	0.03
2		Kontroll 2, Mark	bioxx	0.008	0.007	0.03
3		Kontroll 3, Mark	bioxx	0.008	0.007	0.02
4		Sørfj st.7-1, Mark	bioxx	0.011	0.010	0.18
5		Sørfj st.7-2, Mark	bioxx	0.011	0.009	0.16
6		Sørfj st.7-3, Mark	bioxx	0.013	0.008	0.15
7		Sørfj st.13-1, Mark	bioxx	0.012	0.010	0.15
8		Sørfj st.13-2, Mark	bioxx	0.010	0.008	0.11
9		Sørfj st.13-3, Mark	bioxx	0.012	0.010	0.11
10		Eitreimsvågen 1, Mark	bioxx	0.019	0.014	0.50
11		Eitreimsvågen 2, Mark	bioxx	0.017	0.012	0.48
12		Eitreimsvågen 3, Mark	bioxx	0.013	0.012	0.52
13		Kontroll 1, Snegl	bioxx	0.685	0.022	0.17
14		Kontroll 2, Snegl	bioxx	0.927	0.026	0.21
15		Kontroll 3, Snegl	bioxx	1.20	0.029	0.21
16		Sørfj st.7-1, Snegl	bioxx	0.953	0.042	1.80
17		Sørfj st.7-2, Snegl	bioxx	0.930	0.037	1.66
18		Sørfj st. 7-3, Snegl	bioxx	0.720	0.033	1.71
19		Sørfj st.13-1, Snegl	bioxx	0.944	0.034	0.97
20		Sørfj st.13-2, Snegl	bioxx	0.771	0.036	0.67
21		Sørfj st.13-3, Snegl	bioxx	0.612	0.028	0.73
22		Eitreimsvågen 1, Snegl	bioxx	1.64	0.70	19.3
23		Eitreimsvågen 2, Snegl	bioxx	1.09	0.18	5.82
24		Eitreimsvågen 3, Snegl	bioxx	0.918	0.18	5.69

## Vedlegg D. Resultattabell, helsedimenttoksisitetstest med fjæremark, *Arenicola marina*.

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

<sup>a</sup>. Sedimentet var veldig finpartikulært, noe som førte til løst sediment og turbid vann de første dagene.



**Dag 1:**

	<b>1 (Eitrh.vågen)</b>		<b>2 (Sørfj. 13)</b>		<b>Kontroll</b>	
<b>A</b>	Ant. på overflaten:	0	Ant. på overflaten:	0	Ant. på overflaten:	1
	Ant. døde:	-	Ant. døde:	-	Ant. døde:	-
	Casting rate:	3	Casting rate:	0 <sup>a</sup>	Casting rate:	2
<b>B</b>	Ant. på overflaten:	0	Ant. på overflaten:	0	Ant. på overflaten:	0
	Ant. døde:	-	Ant. døde:	-	Ant. døde:	-
	Casting rate:	3	Casting rate:	0 <sup>a</sup>	Casting rate:	0
<b>C</b>	Ant. på overflaten:	0	Ant. på overflaten:	1	Ant. på overflaten:	0
	Ant. døde:	-	Ant. døde:	-	Ant. døde:	-
	Casting rate:	3	Casting rate:	0 <sup>a</sup>	Casting rate:	0

**Dag 3:**

	<b>1 (Eitrh.vågen)</b>		<b>2 (Sørfj. 13)</b>		<b>Kontroll</b>	
<b>A</b>	Ant. på overflaten:	0	Ant. på overflaten:	2	Ant. på overflaten:	0
	Ant. døde:	-	Ant. døde:	-	Ant. døde:	-
	Casting rate:	2	Casting rate:	0 <sup>a</sup>	Casting rate:	1
<b>B</b>	Ant. på overflaten:	0	Ant. på overflaten:	2	Ant. på overflaten:	0
	Ant. døde:	-	Ant. døde:	-	Ant. døde:	-
	Casting rate:	3	Casting rate:	0 <sup>a</sup>	Casting rate:	1
<b>C</b>	Ant. på overflaten:	0	Ant. på overflaten:	2	Ant. på overflaten:	0
	Ant. døde:	-	Ant. døde:	-	Ant. døde:	-
	Casting rate:	2	Casting rate:	0 <sup>a</sup>	Casting rate:	2

**Dag 10:**

	<b>1 (Eitrh.vågen)</b>		<b>2 (Sørfj. 13)</b>		<b>Kontroll</b>	
<b>A</b>	Ant. på overflaten:	2	Ant. på overflaten:	4	Ant. på overflaten:	1
	Ant. døde:	1	Ant. døde:	0	Ant. døde:	1
	Casting rate:	0	Casting rate:	0	Casting rate:	2
<b>B</b>	Ant. på overflaten:	4	Ant. på overflaten:	5	Ant. på overflaten:	0
	Ant. døde:	3	Ant. døde:	2	Ant. døde:	1
	Casting rate:	0	Casting rate:	0	Casting rate:	2
<b>C</b>	Ant. på overflaten:	0	Ant. på overflaten:	4	Ant. på overflaten:	0
	Ant. døde:	1	Ant. døde:	0	Ant. døde:	0
	Casting rate:	3	Casting rate:	0	Casting rate:	2

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](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)