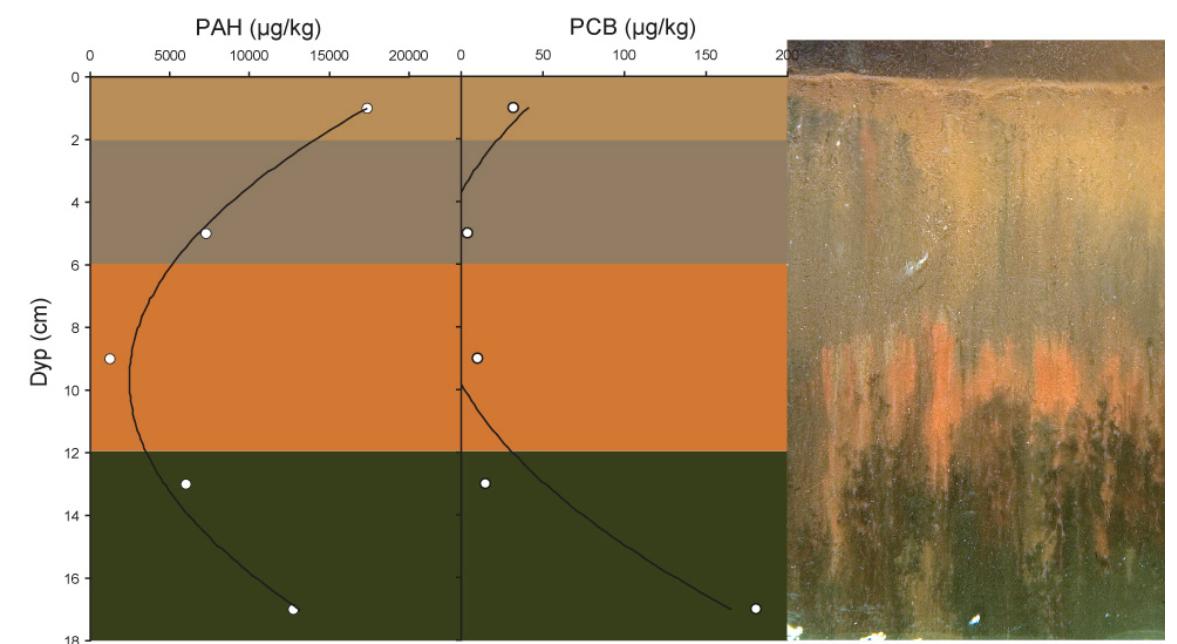


Sedimentundersøkelser  
i forbindelse med  
tiltaksplan for  
forurensede sedimenter i  
Farsund: fase 2.



## Norsk institutt for vannforskning

# RAPPORT

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Midt-Norge
Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00 Internet: www.niva.no	Televeien 3 4879 Grimstad Telefon (47) 37 29 50 55 Telefax (47) 37 04 45 13	Sandvikaveien 41 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Nordnesboder 5 5005 Bergen Telefon (47) 55 30 22 50 Telefax (47) 55 30 22 51	Postboks 1264 Pircenteret 7462 Trondheim Telefon (47) 73 87 10 34 / 44 Telefax (47) 73 87 10 10

Tittel  Sedimentundersøkelser i forbindelse med tiltaksplan for forurensede sedimenter i Farsund: fase 2.	Løpenr. (for bestilling)  5116-2005	Dato  15.08.2005
Forfatter(e)  Hans C. Nilsson Kristoffer Næs	Prosjektnr. Underrn.  O-24293	Sider      Pris
	Fagområde  Miljøgifter i marint miljø	Distribusjon
	Geografisk område  Vest-Agder	Trykket  NIVA

Oppdragsgiver(e)  Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernavdelingen	Oppdragsreferanse
--	-------------------

**Sammendrag:** I Norge utarbeides det nå tiltaksplaner mot forurensede sedimenter i havner og fjordområder, deriblant Farsundsområdet. Det er begrunnet i at tidligere undersøkelser av sedimenter, fisk og skalldyr har vist høye konsentrasjoner av miljøgifter. Myndighetene har derfor utstedt kostholdsråd for området. Tiltaksområdet som er vurdert i denne rapporten, omfatter Lundevågen, det bynære området samt byfjordområdet. I forbindelse med tiltaksplanene for Farsund er sedimentene prøvetatt på nytt og det er gjennomført en risikovurdering. Risikovurderingene er knyttet til fare for spredning, risiko for økosystemet og human risiko (i hovedsak ved inntak av fisk og skalldyr fra området). Vurderingene er gjort i hht SFTs veileder, men det er også gjennomført stedsspesifikke målinger knyttet til bindingsstyrken av PAH til sedimentpartikler og til vurderinger av vannutskiftingen i Lundevågen. På alle stasjoner var det en overskridelse i varierende grad av akseptabel risiko. Det eksisterer imidlertid ikke grenseverdier som kan bedømme overskridelsene nærmere. Ved at resultatene fra de stedsspesifikke målingene anvendes, kan risikoen som de forurensede sedimentene representerer, i hovedsak knyttes til innholdet av PCB. Særlig gjelder det området ved Kommunekaia i Lundevågen (muligens PCB i betong), området ved Naudodden småbåthavn og området ved Engøy. I disse områdene er tiltak foreslatt. Det har ikke vært mulig å knytte konkrete kilder til PCB-forurensingen, verken ved Kommunekaia eller ved Naudodden. Her må nærmere kildesporing gjennomføres før tiltak iversettes. Det bør utvikles et program som overvåker forurensningsutviklingen i området. Det bør dekke både områder hvor fysiske tiltak gjennomføres og områder hvor endringen drives av naturlig forbedring.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Farsund	1. Farsund
2. Sedimenter	2. Sediments
3. Miljøgifter	3. Micropollutants
4. Risiko	4. Risk assessment

Hans C Nilsson  
Prosjektleder

Kristoffer Næs  
Forskningsleder

Øyvind Sørensen  
Ansvarlig



O-24293

**Sedimentundersøkelser i forbindelse med tiltaksplan  
for forurensede sedimenter i Farsund: fase 2.**



## Forord

Denne undersøkelsen er gjennomført etter oppdrag fra Fylkesmannen i Vest-Agder v/Miljøvernavdelingen i henhold til tilbud av 9. november 2004. Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Dag Petter Sødal og Jon Egil Vinje.

Det har vært en referansegruppe for prosjektet som foruten Dag Petter Sødal og Jon Egil Vinje, har omfattet Svein Harry Samuelsen, Elkem Aluminium Lista og Anders Grimnes, Farsund kommune

Alle analysene er gjennomført ved NIVAs laboratorium.

Hans Nilsson gjennomførte feltarbeidet og har vært ansvarlig for rapporten og prosjektet i sin helhet. Anders Grimnes takkes for innsamling av supplerende prøver. Kristoffer Næs har vært ansvarlig for utarbeidelse av tiltaksplanen.

Alle takkes for innsats.

Oslo, 22. september 2005

*Hans C Nilsson*



# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>6</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>8</b>
1.1 Bakgrunn	8
1.2 Området	8
1.3 Kostholdsråd	8
1.4 Risikoveilederen	10
1.4.1 Trinn 1	10
1.4.2 Trinn 2	10
1.4.3 Trinn 3	11
<b>2. Materiale og metoder</b>	<b>12</b>
2.1 Prøvetaking	12
2.2 Kjemiprøver	12
2.2.1 Sedimentprøver (overflate)	12
2.2.2 Sedimentprøver (kjerner)	12
2.2.3 Sementprøver fra kai	12
2.2.4 Analyser (kjemiprøver)	13
2.3 Sedimentprofilfotografering (SPI)	13
2.4 Risikoanalyse – Gjennomføring og begrensninger	15
2.4.1 Trinn 1	15
2.4.2 Trinn 2	15
2.4.3 Trinn 3	15
2.5 Ytterliggere undersøkelser	15
<b>3. Resultater og diskusjon</b>	<b>16</b>
3.1 Sedimentkjemi	16
3.2 Sedimentprofilfotografering (SPI)	17
3.3 Hydrografi	18
3.4 Tilstandsklasser for miljøgifter	19
3.5 Kjerneprøver	21
3.6 PCB <sub>7</sub> -profil	22
3.7 Ytterliggere undersøkelser	23
<b>4. Risikoanalyse</b>	<b>24</b>
4.1 Trinn 1	24
4.2 Trinn 2	25
4.2.1 Spredning	26
4.2.2 Human helse	28
4.2.3 Økologisk risiko	30
4.3 Trinn 3	31
4.3.1 Spredning	31
4.3.2 Human helse	31
4.3.3 Økologisk risiko	33
4.4 Risikoanalyse - Engøy	34
4.5 Summering av risikoanalyse	34

---

4.5.1 Trinn 1	34
4.5.2 Trinn 2	34
4.5.3 Trinn 3	35
4.5.4 Faktorer som er viktige i beregningen av risiko	35
<b>5. Miljømål</b>	<b>36</b>
5.1 Langsiktige forvaltningsmål	36
5.2 Lokale tiltaksmål	36
<b>6. Tiltaksplan</b>	<b>38</b>
<b>7. Referanser</b>	<b>40</b>
<b>8. Vedlegg</b>	<b>41</b>
8.1 Sediment rådata	42
8.2 Risikoanalyse trinn 1	52

## Sammendrag

I Stortingsmelding 'Rent og rikt hav' fra 2002 ble det fokusert på en helhetlig forvaltning av kyst- og havområdene. Miljøgifter er her vurdert som en trussel for de marine næringene og forurensede sedimenter er en del av dette trusselbildet. I den sammenheng utarbeides det nå tiltaksplaner i 16 prioriterte områder, deriblant Farsundområdet. Det er begrunnet i at tidligere undersøkelser av sedimenter og fisk/skalldyr viste høye koncentrasjoner av miljøgifter i området ved Farsund. På grunnlag av disse resultatene, har myndighetene utstedt kostholdsråd for hele fjordområdet inklusive Lyngdalsfjorden. Tiltaksområdet som er vurdert i denne rapporten omfatter Lundevågen, det bynære området samt byfjordområdet.

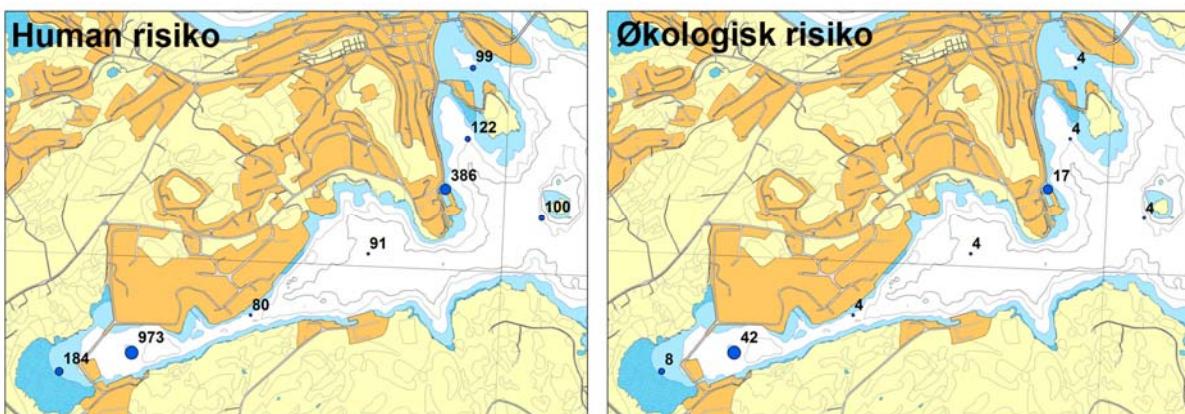
SFT har nylig fått utarbeidet en veileder for risikovurdering av forurensede sedimenter til bruk i prioritering av fjordområder for eventuelle tiltak. Her deles arbeidet inn i tre trinn hvor de to første bygger på bruk av grenseverdier og allmengyldige konstanter for fordeling av miljøgifter mellom vann og sedimenter og for opptak i organismer. Trinn tre åpner for risikovurderinger basert på stedsspesifikke målinger. I Farsundområdet er det gjennomført stedsspesifikke målinger knyttet til bindingsstyrken av PAH til sedimentpartikler og til vurderinger av vannutskiftingen i Lundevågen.

Risikovurderingene er knyttet til fare for spredning, risiko for økosystemet og human risiko (i hovedsak ved inntak av fisk og skalldyr fra området). Vurderingene er basert på et 100-talls nye og eksisterende prøver av sedimenter i hele tiltaksområdet hvor innholdet av tungmetaller, TBT (tributyltinn), PAH, PCB og olje er målt.

På alle stasjoner var det en overskridelse i varierende grad av akseptabel risiko. Det eksisterer imidlertid ikke grenseverdier som kan bedømme overskridelsene nærmere. Ved at resultatene fra de stedsspesifikke målingene anvendes, kan risikoen som de forurensede sedimentene representerer, i hovedsak knyttes til innholdet av PCB. Særlig gjelder det området ved Kommunekaia i Lundevågen (muligens PCB i betong), området ved Naudodden småbåthavn og området ved Engøy.

Det har ikke vært mulig å knytte konkrete kilder til PCB-forurensingen, verken ved Kommunekaia eller ved Naudodden. Her må nærmere kildesporing gjennomføres.

Gjennomsnittlig human og økologisk risiko for forskjellige områder er vist i figurene nedenfor.



Figuren viser gjennomsnittlig human og økologisk risiko for forskjellige delområder beregnet etter SFTs risikoveileder. Tallene angir antall ganger risikoen overskrides grenseverdiene.

Ut fra risikovurderingene og miljømål er det foreslått tiltak i forskjellige delområder av tiltaksområdet som vist i tabellen nedenfor.

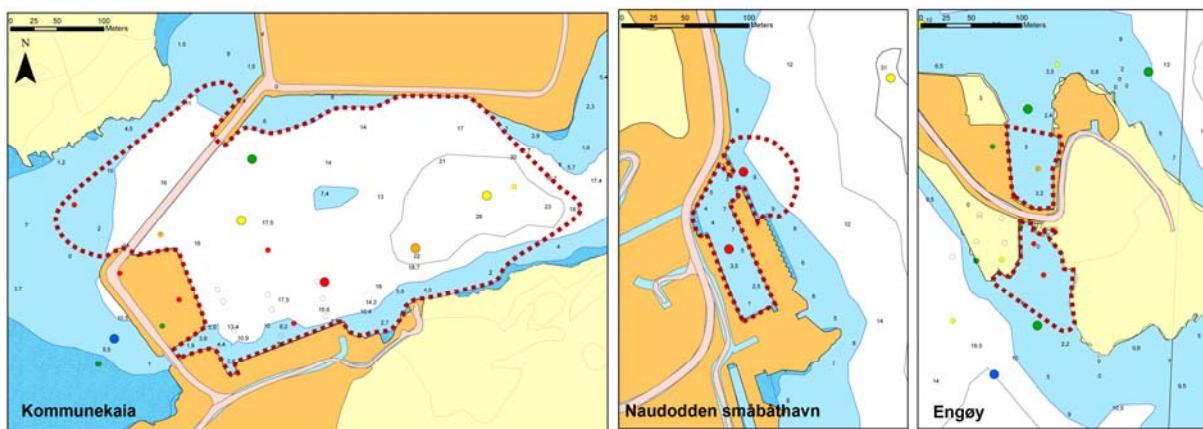
Område	Delområde	Tiltak
<b>Lundevågen</b>	Verneområdet	Naturlig forbedring
	Kommunekaien	a) Ombygging kai* b) Mudring og tildekking
	Sentrale Lundevågen	Naturlig forbedring**
<b>Byområdet</b>	Nordre/søndre havn	Naturlig forbedring**
	Engøy slipp	a) Fjerning av masser på land*** a) Fjerning av masser i sjø b) Tildekking
	Naudodden småbåthavn	a) Ombygging kai b) Mudring og tildekking
<b>Byfjorden</b>		Naturlig forbedring**

\* Rehabilitering av ca. 1/3 av kaiarealet allerede i gang

\*\* Eventuelle utbyggingsaktiviteter bør ha som mål å forbedre lokale forhold

\*\*\* Allerede gjennomført

En nærmere detaljering av områder foreslått for fysiske tiltak er vist nedenfor. Disse er: Kommunekaien 103 000 m<sup>2</sup>, Naudodden småbåthavn 7 700 m<sup>2</sup> og Engøy 4 000 + 3 500 m<sup>2</sup>. SFTs klasser for miljøtilstand for PCB<sub>7</sub> er vist som prikker i figuren (blå: ubetydelig forurensset, grønn: moderat forurensset, gul: markert forurensset, oransje: sterkt forurensset, rød: meget sterkt forurensset). Små prikker (eldre data) og store prikker (nye data). Grenser for tiltaksområdene er markert med prikket linje.



Det bør utvikles et program som overvåker forurensningsutviklingen i området. Det bør dekke både områder hvor fysiske tiltak gjennomføres og områder hvor endringen drives av naturlig forbedring.

# 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 der 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, tar 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 mot bruk og utvikling av fjord- og kystområder fra til forurensede sedimenter. En klar forutsetning for dette er 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 har i samråd med fylkesmennene valgt ut 16 fjordområder som det skal lages tiltaksplaner for innen 2005. Av disse ligger følgende fire områder i Vest-Agder:

- Kristiansandsfjorden
- Farsundsområdet med Lyngdalsfjorden

Arbeidet med tiltaksplanene er delt i to faser. Rapport fra fase 1 i det aktuelle området ble utført av Fylkesmannen 5. november 2003. Dette omfattet inndeling og beskrivelse av fjordområdene samt en sammenstilling av eksisterende kunnskap om problemomfang, forurensningskilder og interessekonflikter.

## 1.2 Området

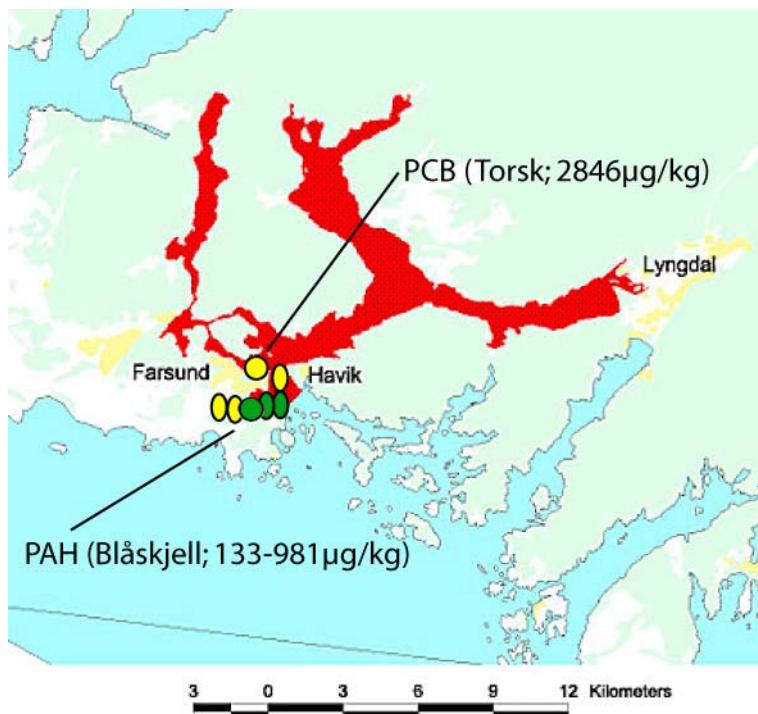
Byfjorden er sjøområdet mellom Farøybroa og de åpne havområdene utenfor fjordsystemet. Lundevågen er en lukket fjordarm som går mot vest fra Byfjorden. Byfjorden er i likhet med fjordene innenfor en terskelfjord med begrenset vannutskifting. Vannutskiftingen er likevel betydelig bedre her enn i de dype fjordene innenfor Farøybroa. Terskeldypet mot de åpne havområdene er 20-25 meter, mens hoveddelen av fjorden er 50-100 meter dyp. Et lite, lokalt basseng har dyp ned til 110 meter.

I Byfjorden inngår også havneområdet i Farsund. Dette er til dels en poll mellom Farøy og Engøy, dels området langs fastlandet syd og vest for Engøy. Området på begge sider av Farøy har periodevis sterkt strøm. Ytre del av Lundevågen har god vannutskifting mot Byfjorden. Omtrent midt i vågen ligger en terskel på 10-15 meters dyp og med et 28 meter dypt basseng innenfor. Helt innerst i vågen ligger et større grunnvannsområde. Dette er delvis avsnøret med en vegfylling. Elkem Aluminium ANS Lista tar inn 4.500 m<sup>3</sup>/time kjølevann fra ca 2 m dyp innerst i Lundevågen. Vannet slippes ut på utsiden av Listalandet, og denne kontinuerlige utpumpingen fra Lundevågen har en størrelse som kan påvirke utskiftingsforholdene i fjordarmen.

## 1.3 Kostholdsråd

Tidligere undersøkelser av sedimenter og fisk/skalldyr har vist høye konsentrasjoner av miljøgifter i området ved Farsund. På grunnlag av resultater fra undersøkelser av fisk og skalldyr, har Statens næringsmiddeltsyn fastsatt kostholdsråd for hele fjordområdet inkl. Lyngdalsfjorden. I dette området er kostholdsråd knyttet til nivået av PCB og PAH i fisk og skalldyr fanget og samlet inn i Lundevågen og Byfjorden (Næs m. fl. 2000).

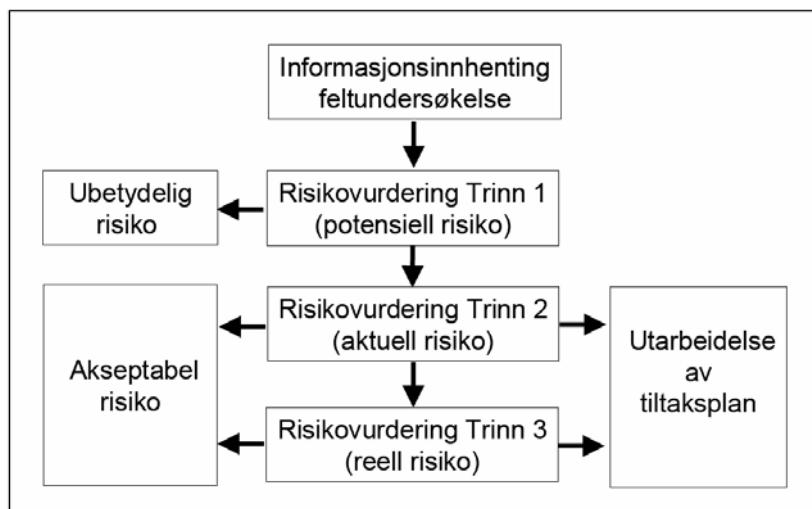
Området med kostholdsråd er vist med rødt på kartet i **Figur 1** (Statens næringsmiddeltilsyn og Statens forurensningstilsyn). Konsum av lever fra fisk fanget i Framvaren, Åptafjorden, Lyngdalsfjorden, Lundevågen og Byfjorden frarådes. Området avgrenses i sydøst av en linje mellom odden øst for Skjoldnes og odden sydvest for Havik i Spind. Konsum av skjell fanget innenfor samme område som fiskelever frarådes.



**Figur 1.** Området med kostholdsråd. Kilde: Statens næringsmiddeltilsyn basert på Statens forurensningstilsyn. Prøvetakingen som ligger til grunn for kostholdsrådet er markert i figuren. Runde symboler viser på fiskeprøver og ovale symboler viser på blåskjellprøver (Næs m. fl. 2000). Symbolfarge = tilstandsklasse (Molvær m. fl. 1997).

## 1.4 Risikoveilederen

Veilederen for risikovurdering av forurensede sedimenter er utarbeidet til bruk ved prioritering av fjordområder for eventuelle tiltak (Breedveld m. fl. 2005). 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 2**.



**Figur 2.** Hovedstrukturen for risikovurderingssystemet (Breedveld m. fl. 2005).

### 1.4.1 Trinn 1

Trinn 1 har som siktemål å skille områder med ubetydelig risiko fra de som bør vurderes videre. Ved å sammenligne måledata fra sedimentet med allmenngyldige grenseverdier for akseptable konsentrasjoner og giftighet, vurderes 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 risiko av sedimentene ikke ubetydelig, og trinn 2 i risikovurderingen bør gjennomføres.

### 1.4.2 Trinn 2

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:

- Risiko for spredning
- Risiko for human helse
- Risiko for økosystemet

**Risiko for spredning** vurderes ut fra beregnet miljøgiftransport fra sediment til vannmassene via diffusjon og bioturbasjon, oppvirving 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.

Tolkning og vektlegging av delresultatene fra trinn 2 (spredning, human risiko og økologisk risiko) vil være avhengig av miljømålet for området samt nåværende og planlagt bruk. Tolkningen skiller sedimentområder med akseptabel risiko fra de som det må utarbeides tiltaksplan for. Dersom man ikke allerede velger å gå til utarbeidelse av tiltaksplan etter trinn 2, kan trinn 3 gjennomføres.

### 1.4.3 Trinn 3

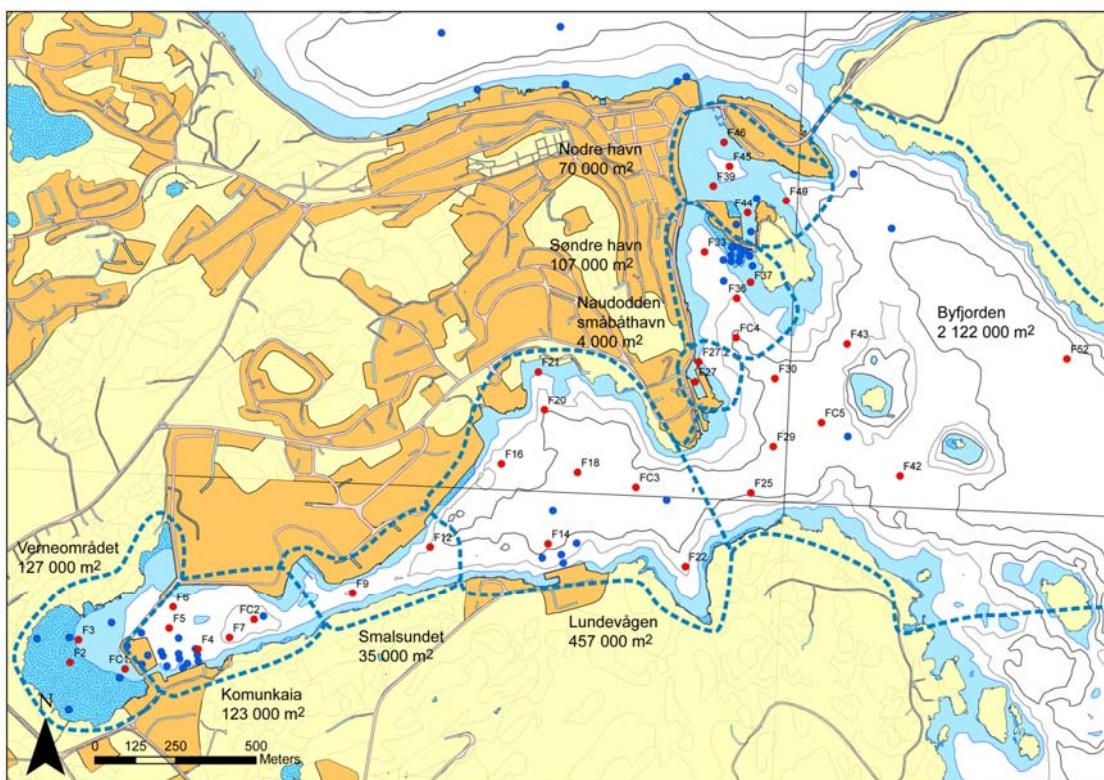
Trinn 3 omfatter utvidede målinger lokalt for å verifisere og presisere de beregningene som er gjort i trinn 2. Dette brukes for å klargjøre om den **reelle risiko** er lik eller lavere enn den som er estimert i trinn 2. Innholdet i trinn 3 vil måtte skreddersys til den enkelte situasjon. Følgende elementer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

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

## 2. Materiale og metoder

### 2.1 Prøvetaking

Feltarbeidet ble gjennomført fra 7. til 10. november 2004 fra 'O/F Munin' tilhørende Fiskeridirektoratet/Region Skagerrak. Stasjonsplasseringen er vist i **Figur 3** inkludert stasjoner rapportert i fase 1, mens posisjoner, vanndyb og sedimentforhold for alle stasjoner i denne undersøkelsen er gitt i **Tabell 1**.



**Figur 3.** Stasjonsplassering. Blå stasjoner ble rapportert i fase 1. Stasjoner merket med rødt ble prøvetatt og analysert i denne undersøkelsen.

### 2.2 Kjemiprøver

#### 2.2.1 Sedimentprøver (overflate)

Sedimentprøvene ble tatt med en Van Veen grabb ( $0,026 \text{ m}^2$ ). De øverste 2 cm av sedimentlaget ble skrapet av med en skje. Aksepterte prøver fra grabber hadde vann over sedimentoverflaten slik at man kunne fastslå at overflaten var intakt.

#### 2.2.2 Sedimentprøver (kjerner)

Kjerner ble tatt med en kjerneprøvetaker ( $0,001 \text{ m}^2$ ). Kjerner ble snittet i 2 cm tykke sjikt. Dypeste snitt som ble analysert var 20 til 22 cm ved stasjon FC 2.

#### 2.2.3 Sementprøver fra kai

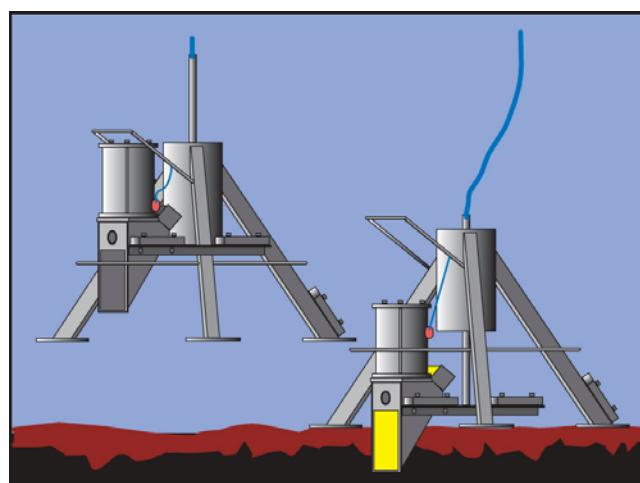
To blandprøver av sement var samlet inn fra undersiden av Kommunekaia og kaia ved Naudodden småbåthavn. Disse prøvene ble analysert for PCB<sub>7</sub>-innhold for en karakterisering/kildesporing av PCB<sub>7</sub> i disse områdene.

## 2.2.4 Analyser (kjemiprøver)

Analysevariablene omfattet kornfordeling (vektprosent partikler finere enn 63 µm), totalt organisk karbon (TOC), kadmium (Cd), kopper (Cu), kvikksølv (Hg), bly (Pb), sink (Zn), tribetyltnn (TBT), polyklorerte bifenyler (PCB<sub>7</sub>, syv enkeltforbindelser med nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH, enkeltforbindelsene naftalen, acenafytlen, acenaften, fluoren, fenantren, antrasen, fluoranten, pyren, benzo(a)antrasen, krysentrifenylen, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(ac/ah)antrasen, benzo(ghi)perlen). I resultatpresentasjonen for tilstandsklasser vil PCB<sub>7</sub> betegne summen av de syv enkelte PCBene gangt med to i henhold til praksis fra SFT (Molvær m. fl. 1997), mens PAH representerer summen av PAH-forbindelsene gitt i rådata minus naftalen (disyklistisk forbindelse). Benzo(j)fluoranten inkluderer verdien for benzo(k)fluoranten. Andel finstoff ble bestemt ved våtsiktning og TOC ved hjelp av en CHN-elementanalysator etter at karbonater var fjernet i syredamp. Metallene (bortsett fra kvikksølv) ble bestemt på ICP etter oppslutning i salpetersyre. Kvikkølv ble bestemt med kalddampteknikk. Ekstraksjon av PCB<sub>7</sub> og PAH i sedimentene ble gjort ved en teknikk kalt "Accelerated Solvent Extraction". Metoden baserer seg på ekstraksjon av vått sediment med en blanding av organiske løsningsmidler (diklormetan:cyklohexan i forhold 1:1) under høyt trykk og temperatur. Prøveekstraktene ble renset med bl.a. gel permeasjonskromatografi for analyse. De klororganiske komponentene bestemmes med GC/ECD mens PAHene ble analysert ved hjelp av GC/MSD. TBT bestemmes ved at prøvene tilsettes en indre standard og oppsluttes med alkoholisk lut. Etter pH-justering og direkte derivatisering ekstraheres de tinnorganiske forbindelsene med organiske løsningsmidler og prøvene renses ved hjelp av gel-permeasjonskromatografi og oppkonsentreres. Prøvene analyseres ved bruk av gasskromatografi og atomemisjons-deteksjon GC-AED. De ulike forbindelsene identifiseres ved hjelp av retensjonstidene som oppnås og selve kvantifiseringen utføres med den indre standarden. Oljekomponenter (THC) bestemmes ved at prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med en blanding av n-pentan og metanol. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for fjerning av svovel og polare forbindelser. Ekstraktet analyseres på en kapillærkolonne i gasskromatograf med flammeionisasjonsdetektor (GC/FID). Oljeinnholdet bestemmes ut fra alkanområdet C10-C40 ved sammenlikning med indre standard.

## 2.3 Sedimentprofilfotografering (SPI)

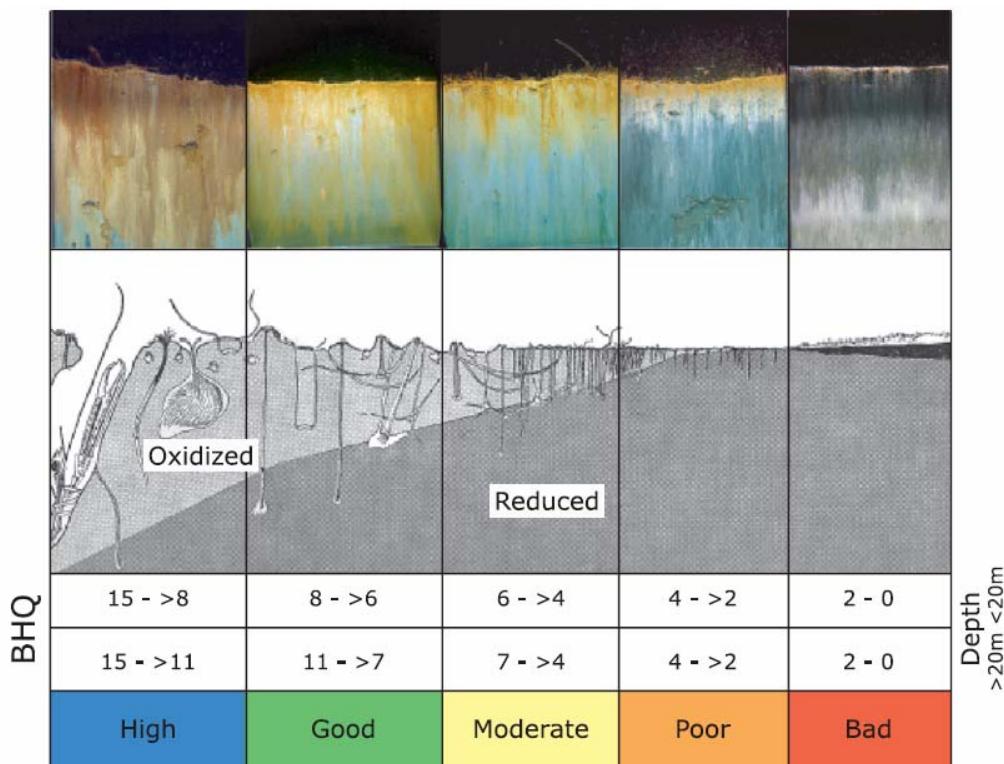
NIVA har tatt i bruk en ny metode for kartlegging og klassifisering av marin bløtbunn ved hjelp av sedimentprofilkamera (Sediment Profile Imaging; SPI).



**Figur 4.** Prinsippskisse for SPI-kamera. (A) Kamera og rigg over bunnen. (B) Kamera med prismet som har trengt ned i sedimentet og bildet eksponeres.

Teknikken kan sammenlignes med et omvendt periskop som ser horisontalt inn i de 20 øverste cm av sedimentet. Bildet, som blir 18 cm bredt og 25 cm høyt, taes nede i sedimentet uten å forstyrre strukturer i sedimentet. Et digitalt kamera med blits er montert i et vanntett hus på en rigg med tre ben (**Figur 4**). Denne senkes ned til sedimentoverflaten slik at en vertikal glassplate presses 20 cm ned i sedimentet. Bildet tas gjennom glassplaten via et skråstilt speil hvilket til sammen utgjør prismet. Resultatet er digitale fotografier med detaljer både av strukturer og farger av overflatesedimentet.

Fra bildene kan en beregne en miljøindeks ut fra strukturer i sedimentoverflaten (rør av børstemark, fødegrøp og ekskrementhaug) og strukturer under sedimentoverflaten (bløtbunnsfauna, faunagang og oksiderte tomrom i sedimentet) samt redox-forhold i sedimentet. Indeksen (Benthic Habitat Quality index; BHQ-indeks), varierer på en skala mellom 0 og 15. Denne indeksen kan siden sammenlignes med Pearson & Rosenbergs klassiske modell for faunaens suksesjonsstadium. Fra denne modellen kan bunnmiljøet klassifiseres i henhold til retningslinjer i EUs vannrammedirektiv (**Figur 5**).



**Figur 5.** Miljøstressgradient, inndelt i miljøkvalitetsindeksen (BHQ-indeks) for marine sedimenter med en klassifisering tilpasset EUs vannrammedirektiv (Nilsson og Rosenberg 1997, Rosenberg m. fl. 2004).

## 2.4 Risikoanalyse – Gjennomføring og begrensninger

Risikoanalyse av sedimenter har blitt utført trinnvis etter risikoveilederen. Beregningene er utført med begrensninger i forhold til risikoveilederen som vist i kap. 2.4.1, 2.4.2 og 2.4.3. For beregninger av risiko har kun data innsamlet i denne undersøkelsen blitt benyttet. Analyser av risiko er utført for hver enkelt stasjon i alle trinn og for de forskjellige områdene i trinn 2 og 3 (**Figur 3**).

### 2.4.1 Trinn 1

- Toksisitetstester er ikke utført.

### 2.4.2 Trinn 2

- Normalisering av øvrige data og/eller grenseverdien er utført gjennom å multiplisere Kd-verdien i veilederen med % TOC i prøven i henhold til bakgrunnsdokumentet til risikoveilederen (NGI og NIVA 2004).
- 63 $\mu$ m-fraksjonen er benyttet i stedet for 2 $\mu$ m-fraksjonen.
- Hersediment-toksisitetstester er ikke utført.
- Bioakkumuleringsforsøk er ikke utført.
- Oppholdstid for sjøvann i de forskjellige bassengene er beregnet gjennom NIVAs fjordmodell.

### 2.4.3 Trinn 3

- Bestemmelse av stedspesifikk fordelingskoeffisienter (Kd) for PAH ved 3 stasjoner (F4, F13 og F18). Disse Kd-verdiene er brukt ved andre stasjoner normalisert til TOC.
- Normalisering av øvrige data og/eller grenseverdier er utført gjennom å multiplisere Kd-verdien i veilederen med % TOC i prøven i henhold til bakgrunnsdokumentet til risikoveilederen (NGI og NIVA 2004).
- 63 $\mu$ m-fraksjonen er benyttet i stedet for 2 $\mu$ m-fraksjonen.
- Hersedimenttoksisitetstester er ikke utført.
- Bioakkumuleringsforsøk er ikke utført.
- Oppholdstid for sjøvann i de forskjellige bassengene er beregnet gjennom NIVAs fjordmodell.

## 2.5 Ytterliggere undersøkelser

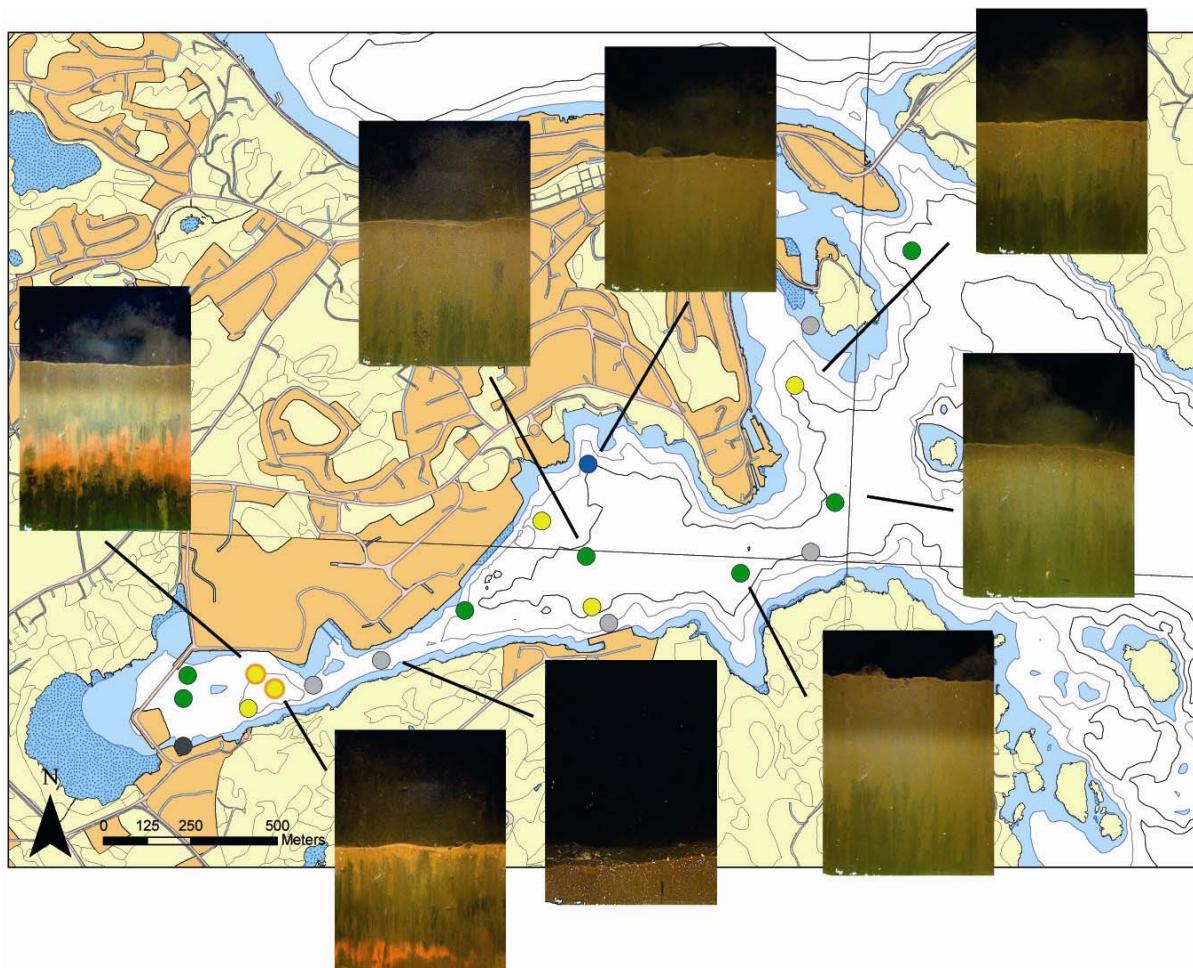
For å prøve å spore kilder til forurensningen ble ytterligere prøver samlet inn 13. 9.2005.

- Fire overflateprøver (3 utenfor Naudodden småbåthavn og en i nærheten av stasjon F42) for analyse av PCB og PAH.
- Prøver av sement fra undersiden av Kommunekaia og kaia ved Naudodden småbåthavn.
- Passive prøvetakere (SPMD) ble satt ut ved Naudodden småbåthavn og Kommunekaia i tidsrommet 13.09.05 og 10.10.05 for analyse av PCB og PAH.



### 3.2 Sedimentprofilfotografering (SPI)

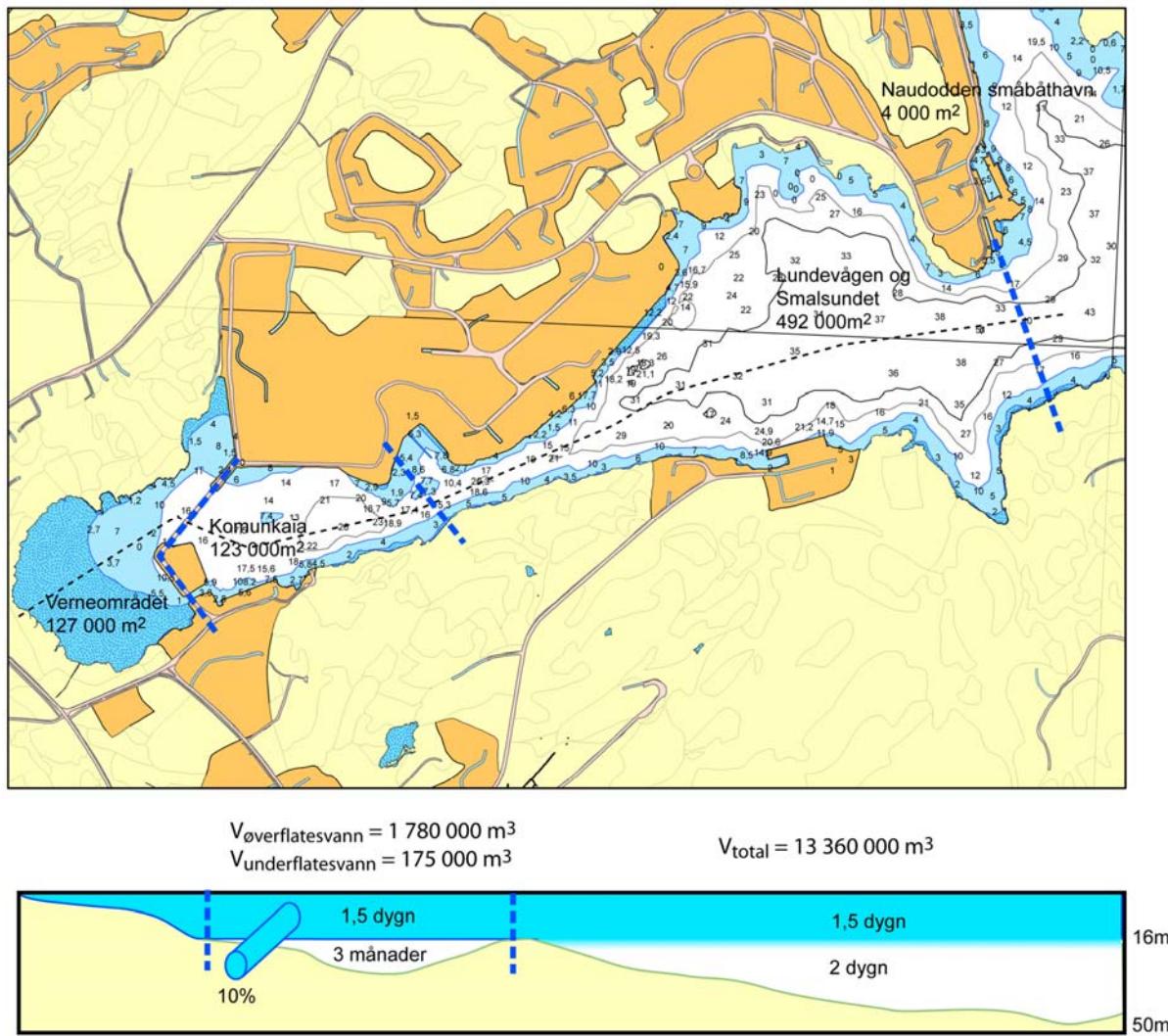
Ved totalt 20 stasjoner ble 4 sedimentprofilbilder pr. stasjon tatt for en karakterisering av bløtbunnfauna og kvantifisering av bioturbasjon i området (**Figur 6**). I de dypere delene av Lundevågen og Byfjorden ble bløtbunnfauna og sedimentforholdene klassifisert som meget gode til gode i henhold til BHQ-indekset. I de grunnere områdene og innerst i Lundevågen (Kommunekaia) ble bløtbunnfauna klassifisert som mindre god. I gjennomsnitt er det bioturberte laget ca. 3 cm dypt. Ved to stasjoner i kommunekaiområdet ble et oransje sjikt observert på 7-16 cm dyp.



**Figur 6.** Tilstandsklasser av bløtbunnfauna i henhold til BHQ-indekset (Rosenberg m. fl. 2004) og eksempel på sedimentprofiler fra Farsund. Oransje ring rundt klassefarge = oransje sjikt.

### 3.3 Hydrografi

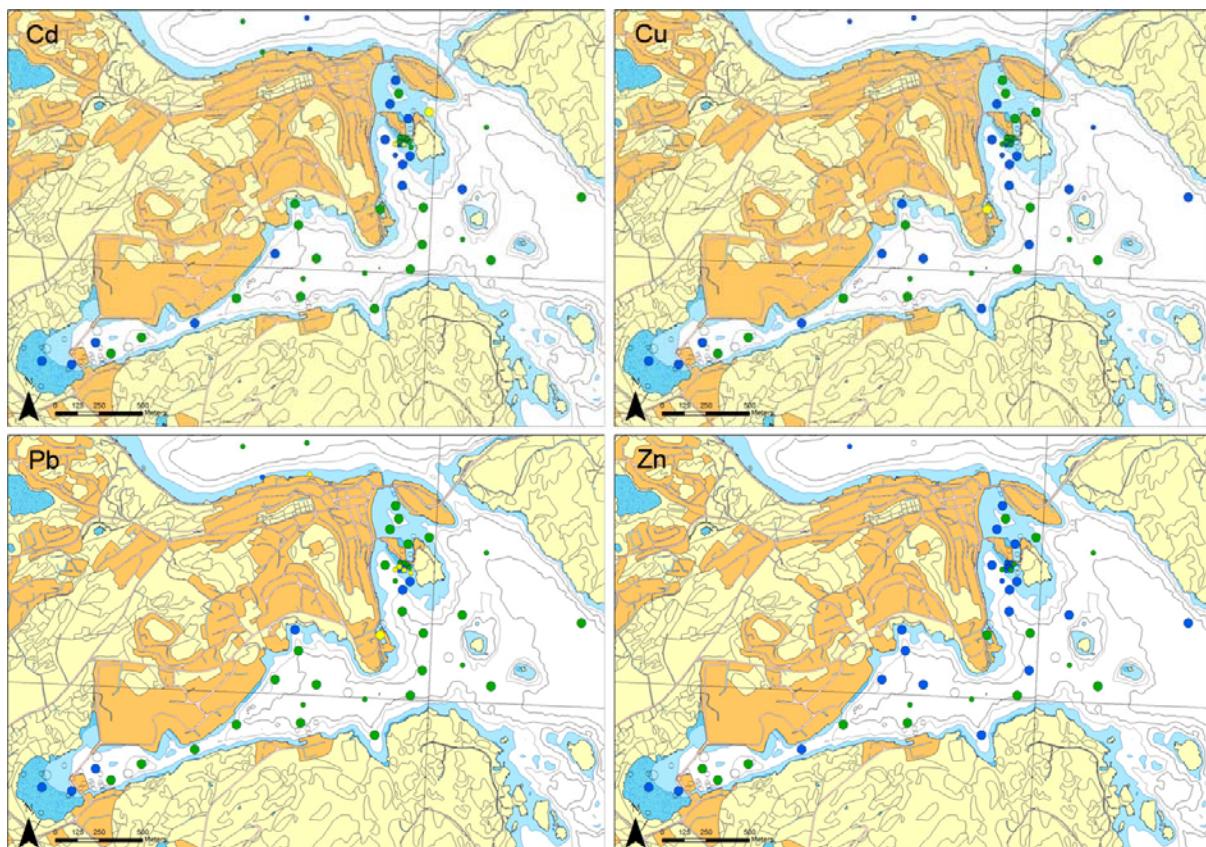
Oppholdstid for sjøvann i de forskjellige bassengene i Lundevågen er beregnet etter NIVAs fjordmodell (Bjerkeng 1994). I **Figur 7** vises de forskjellige bassengene Lundevågen, Kommunekaia og Verneområdet og hvilken oppholdstid vannmassene har. Oppholdstiden for vann i den ytre del av Lundevågen beregnes til mellom 1 til 3 døgn, mens oppholdstid for vann i indre Lundevågen påvirkes av terskelen. Dette medfører at vann under terskeldyp på ca. 16 m har en oppholdstid på ca. 3 måneder.



**Figur 7.** Vannvolum og oppholdstid for vann i de forskjellige bassengene og dybdeforhold i Lundevågen. Påvirkningen fra utpumping av kjølevann beregnes til ca. 10 % av den totale vannutskiftningen i det indre bassenget (Kommunekaia).

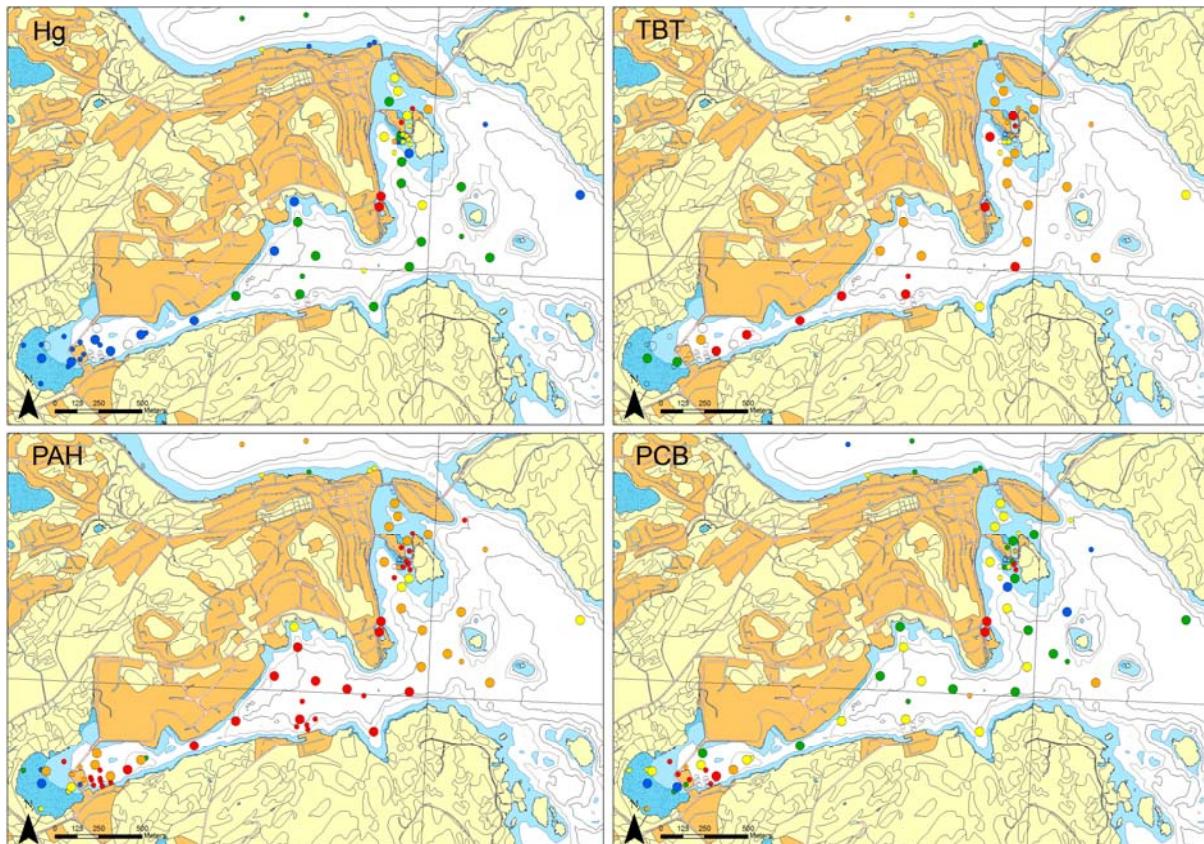
### 3.4 Tilstandsklasser for miljøgifter

I Vedlegg 8.1 vises rådata av sedimentanalyser. Den geografiske fordelingen i området og tilstandsklassifisering av metallene kadmium, kopper, bly og sink er vist i **Figur 8**. Generelt var innholdet av metallene høyest nær byområdet og Naudodden småbåthavn. Markert forurenset av kadmium er området rundt Engøy. Markert forurenset sediment av kopper ble observert kun ved Naudodden småbåthavn. Markert forurenset sediment av bly ble observert ved Naudodden småbåthavn og Engøy. Det ble kun observert ubetydelig til moderat forurensede sedimenter av sink.



**Figur 8.** Fordeling av kadmium (Cd), kopper (Cu), bly (Pb) og sink (Zn) i overflatesedimentet (0-2cm) i Farsundsområdet basert på SFTs klassifisering av miljøkvalitetskriterier (Molvær m. fl. 1997). Store symboler (nye data) og små symboler (eldre data).

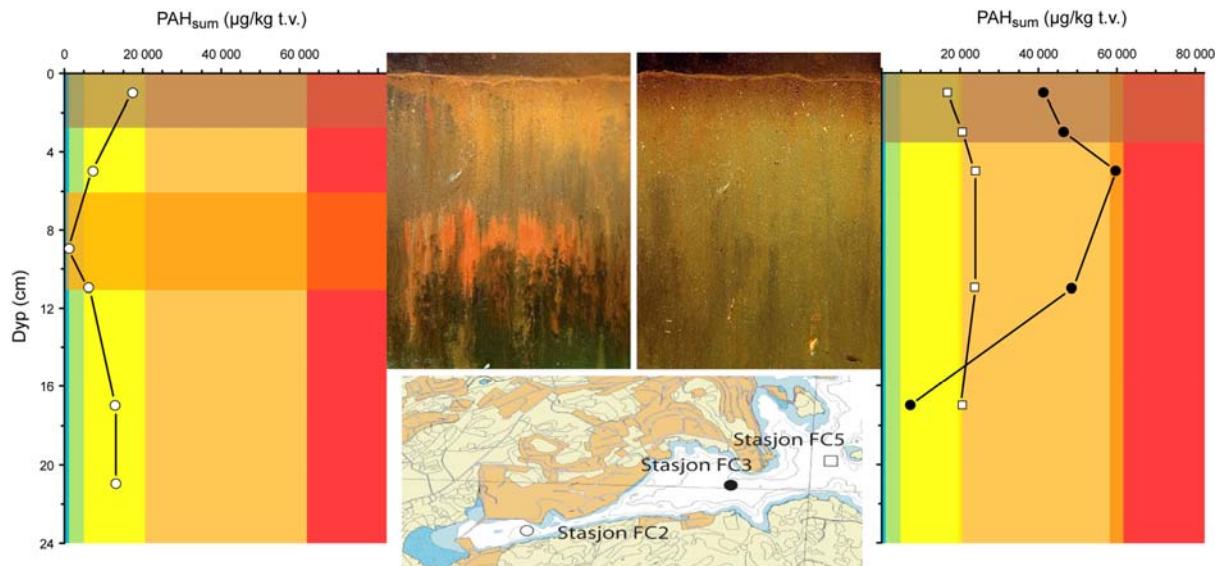
Den geografiske fordelingen i området og tilstandklassifisering av kvikksølv, tribetyltnn (TBT), PAH<sub>sum</sub> og PCB<sub>7</sub> er vist i **Figur 9**. Av metallene hadde kvikksølv de høyeste konsentrasjonene (meget sterkt forurenset). Høye konsentrasjoner av kvikksølv ble observert rundt Engøy og Naudodden småbåthavn. Høye konsentrasjoner (markert til meget sterkt forurenset) av tribetyltnn ble observert i hele området med unntak av Verneområdet. Høye konsentrasjoner (markert til meget sterkt forurenset) av PAH ble observert i hele området med unntak av indre Verneområdet. Høye konsentrasjoner (sterkt til meget sterkt forurenset) av PCB<sub>7</sub> ble observert fremfor alt ved Kommunekaia og Naudodden småbåthavn. Tidligere har like høye konsentrasjoner av PCB<sub>7</sub> blitt observert ved Engøy.



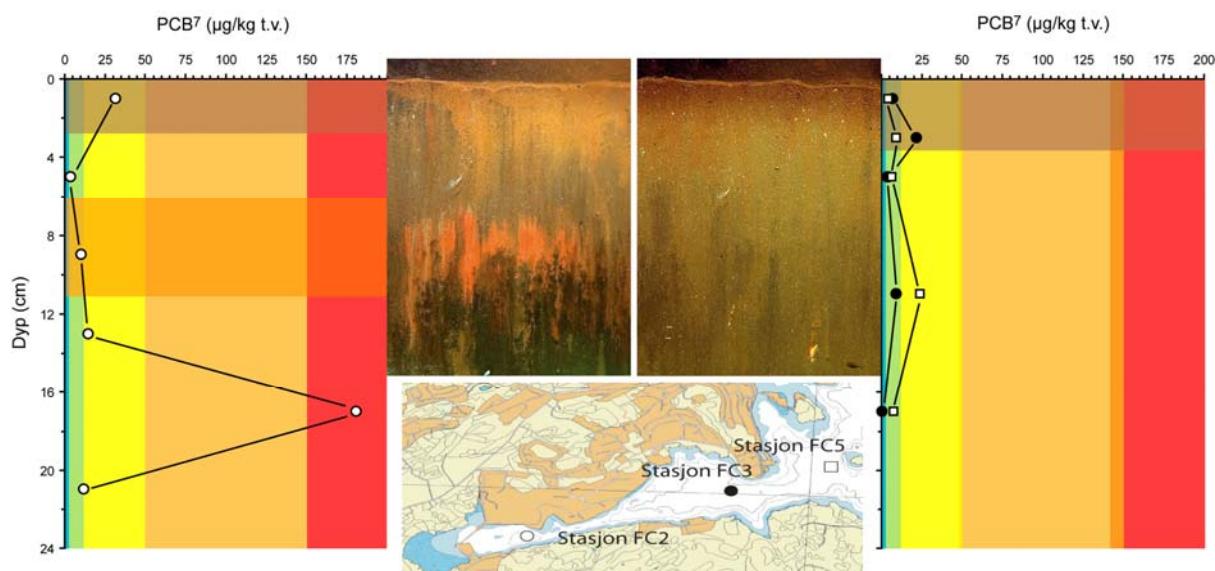
**Figur 9.** Fordeling av kvikksølv (Hg), tribetyltnn (TBT), PAH og PCB<sub>7</sub> i overflatesediment (0-2cm) i Farsundsområdet basert på SFTs klassifisering av miljøkvalitetskriterier (Molvær m. fl. 1997). Store symboler (nye data) og små symboler (eldre data).

### 3.5 Kjerneprøver

I **Figur 10** vises PAH-konsentrasjonen i 6 snitt (0-2, 4-6, 8-10, 10-12, 16-18 og 20-22) respektive 5 snitt (0-2, 2-4, 4-6, 8-10 og 10-12) ved stasjon FC2 og stasjon FC3 og FC5. I **Figur 11** vises PAH-konsentrasjonen i 6 respektive 5 snitt ved stasjon FC2 og stasjon FC3 og FC5.



**Figur 10.** Fordeling av PAH i forskjellige snitt i sedimentet sammenlignet med et SPI-bilde fra de 3 stasjonene FC2, FC3 og FC5 (FC2 til venstre og FC3/FC5 til høyre). Vertikalt fargeide band i diagrammet = SFTs tilstandklasser (Molvær m. fl. 1997). Horisontale fargeband i diagrammet indikerer dypet av den aktive biologiske sonen (RPD) og det oransje sjiktet (FC2).



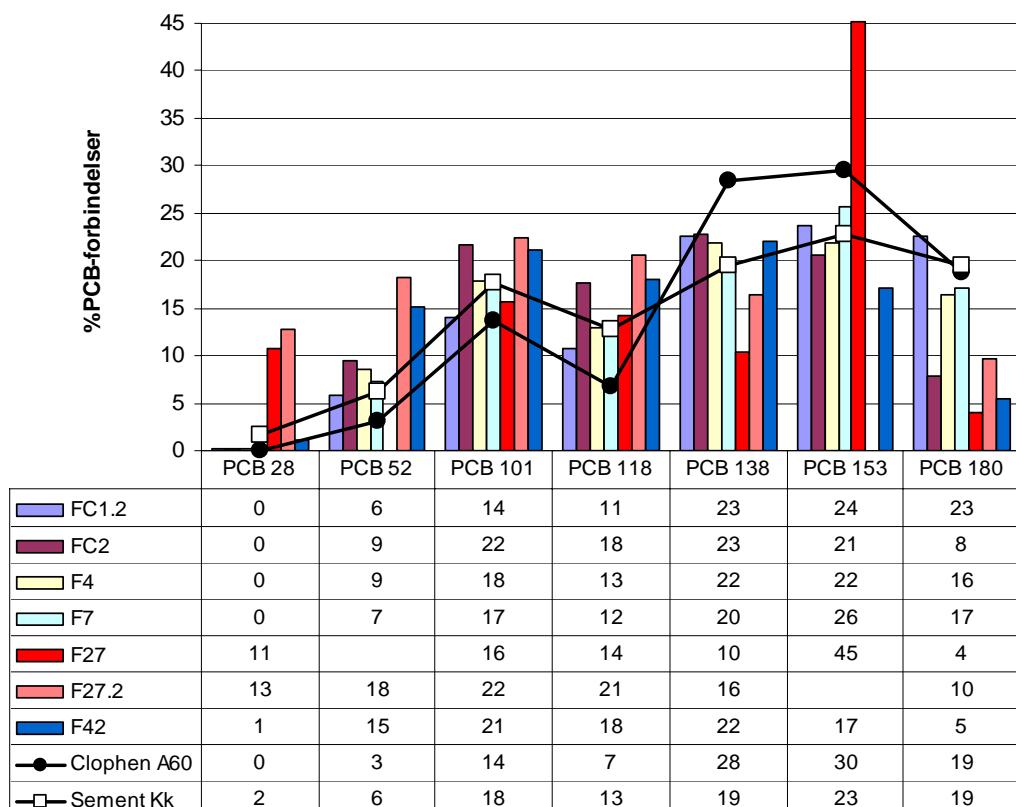
**Figur 11.** Fordeling av PCB<sub>7</sub> i forskjellige snitt i sedimentet sammenlignet med et SPI-bilde fra de 3 stasjonene FC2, FC3 og FC5 (FC2 til venstre og FC3/FC5 til høyre). Vertikalt fargeide band i diagrammet = SFTs tilstandklasser (Molvær m. fl. 1997). Horisontale fargeband i diagrammet indikerer dypet av den aktive biologiske sonen (RPD) og det oransje sjiktet (FC2).

Ved stasjon FC2 avtar konsentrasjonen av både PAH og PCB<sub>7</sub> i et sjikt ved 8 til 10 cm dyp. Det skyldes trolig en fortynning på grunn av en meget forhøyd sedimentasjonsrate. I SPI-bildene kan dette ses som et oransje sjikt. Hva dette sjiktet konkret inneholder er ikke kjent, (inneholder dog ikke PAH eller PCB<sub>7</sub>), men skyldes trolig utslipp til området. Tilsvarende sjikt ble observert nærmere nordlige kai i bukta (se **Figur 6**). I kjernen fra FC3 i Lundevågen observeres PAH<sub>sum</sub> max ved 4-10 cm dyp og PCB<sub>7</sub> max ved 2-4 cm dyp. I kjernen fra FC5 i Byfjorden observeres PAH<sub>sum</sub> max ved 4-6 cm dyp og PCB<sub>7</sub> max ved 8-10 cm dyp. Resultatene fra Kommunekaia (FC2) tyder på at tilførselen av PCB<sub>7</sub> har avtatt i forhold til hva den var før det oransje sjiktet ble dannet. Det gjelder ikke for PAH. Ved stasjon FC3 og FC5 kan dog en minking av tilførselen av både PCB<sub>7</sub> og PAH observeres med avtagende konsentrasjoner mot sedimentoverflaten.

### 3.6 PCB<sub>7</sub>-profil

I forbindelse med fase 1-studiet ble det observert at PCB-profilen i prøver tatt ved Engøy slipp er lik handelsproduktet Clophen 60. Ikke noen av de observerte prøvene fra denne studien har tilsvarende profil. Fremfor alt er det stasjonene F27, F27.2 ved Naudodden småbåthavn og F42 i Byfjorden som skiller seg ut fra PCB-profilen for Clophen 60.

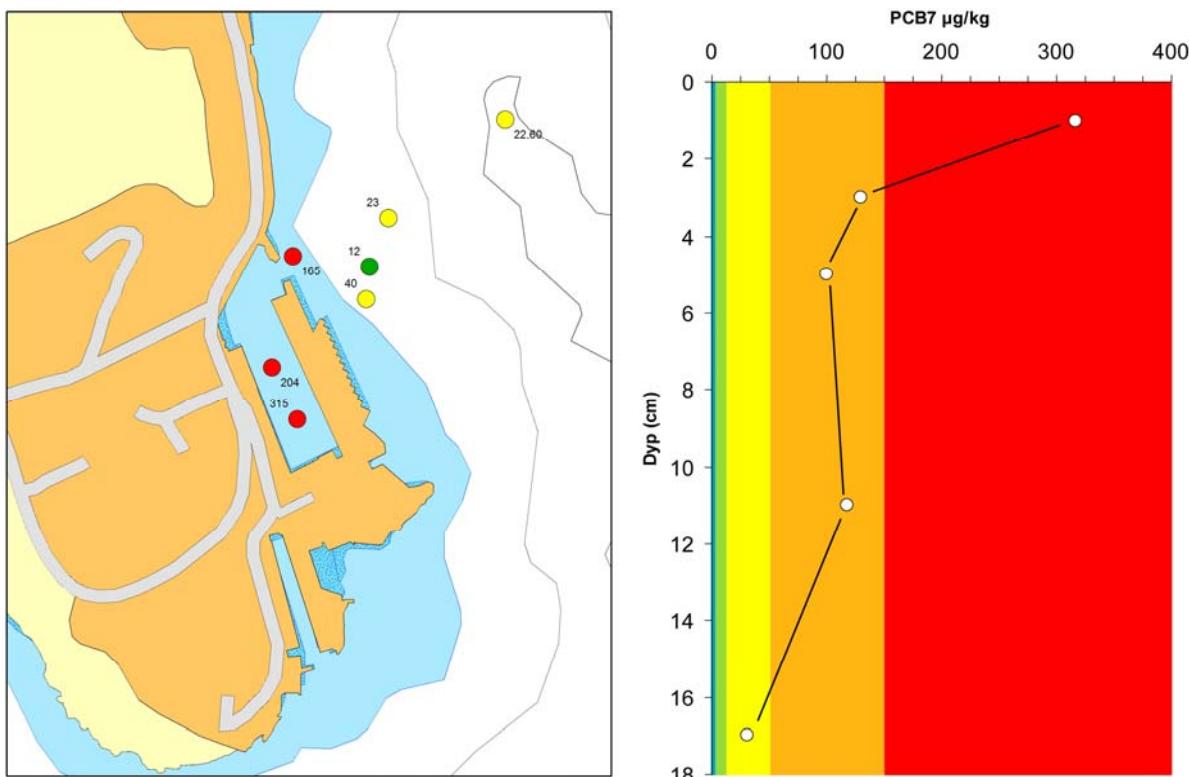
Det er en god overensstemmelse mellom PCB-profilen av fra sementprøven (Sement Kk) på undersiden av Kommunekaia og de to nærliggende stasjonene F4 og F7. Dette tyder på at sementen i kaia kan være kilden til de høye sedimentkonsentrasjonene ved kommunekaiområdet. Ingen PCB ble observert i kaia ved Naudodden småbåthavn.



**Figur 12.** PCB<sub>7</sub>-profil fra 7 stasjoner med de høyeste PCB<sub>7</sub>-konsentrasjonene i denne undersøkelsen, handelsproduktet Clophen 60 (ICG), og fra en blandprøve av sementen fra undersiden av Kommunekaia. I rapporten fra fase 1 viste det seg at profilen fra Clophen 60 tilsvarte observerte konsentrasjoner av PCB ved Engøy (Vinje og Sødal 2003).

### 3.7 Ytterliggere undersøkelser

Resultatene fra analyse av PCB<sub>7</sub> i overflatesedimentene og kjernen samlet inn ved Naudodden småbåthavn er vist i **Figur 13**. Svært høye verdier (315 µg/kg t.v. sediment) av PCB<sub>7</sub> ble observert nær overflaten i kjernen samlet lengst inn i småbåthavna. Konsentrasjonen av PCB<sub>7</sub> avtar med økende dyp i kjernen, hvilket tyder på at kilden for PCB ikke er stoppet.



**Figur 13.** PCB<sub>7</sub>-konsentrasjoner vid Naudodden småbåthavn og kjerne analysert for PCB<sub>7</sub>.

**Figur 14.** PCB<sub>7</sub>-konsentrasjoner vid Naudodden småbåthavn og kjerne analysert for PCB<sub>7</sub>.

Analyse av de passive prøvetakerne (SPMD) viste høyre konsentrasjoner av PCB<sub>7</sub> i småbåtshavna (10,2 ng/SPMD) enn utenfor (1,2 ng/SPMD). Likeså vid Kommunekaia ble det observert høyre konsentrasjoner av PCB<sub>7</sub> (0,9 ng/SPMD) ved kaia en vd broa (<0,8 ng/SPMD) som skiller Verneområdet fra Kommunekai-området.

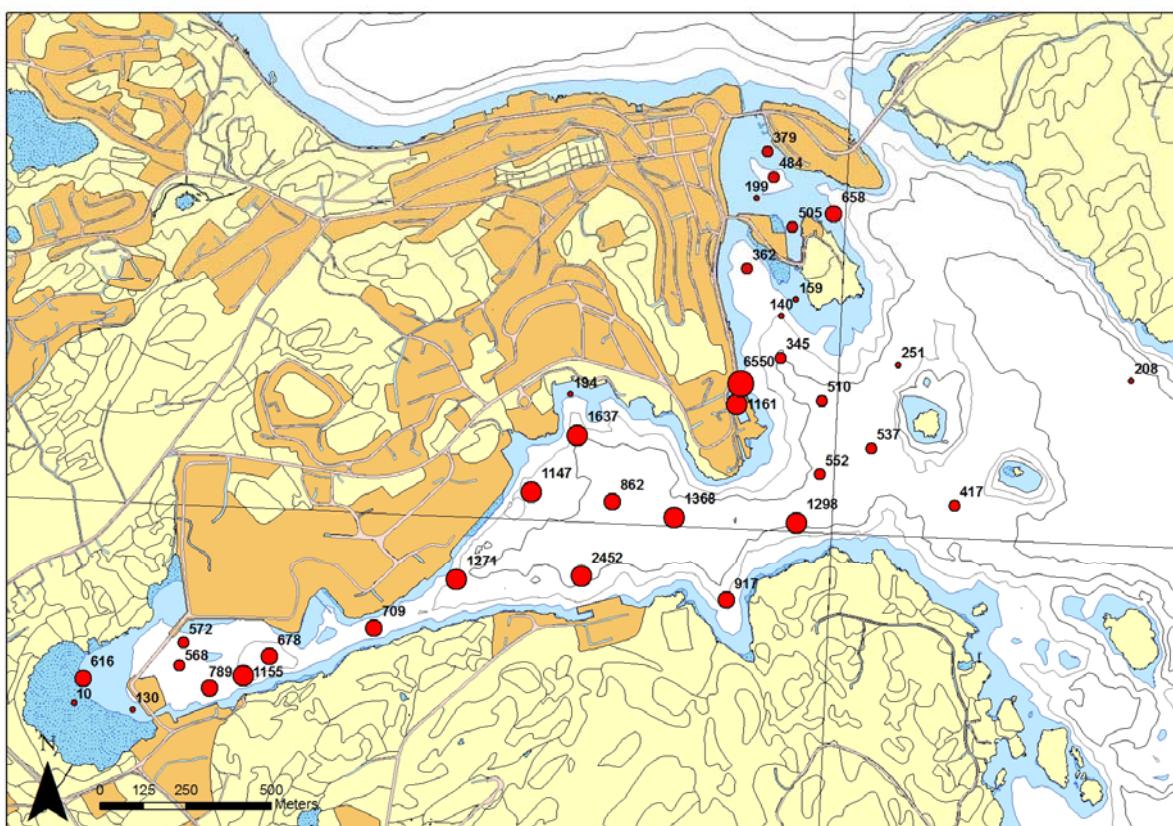
De to prøverne av sement fra kaia ved Naudodden småbåthavn og Kommunekaia hadde ingen spor av PCB<sub>7</sub>.

Overflateprøven i nærheten av stasjon F42 (Byfjordområdet) hadde betydelig lavere konsentrasjon av PCB<sub>7</sub> (9,8 µg/kg) enn prøven tatt tidligere fra den nærliggende stasjon F42 (99,5 µg/kg).

## 4. Risikoanalyse

### 4.1 Trinn 1

I **Figur 15** vises summen av de forskjellige stoffenes risikobidrag (RIp = Risiko Index per prøve) beregnet ut fra risikoveilederen. I **Vedlegg 8.2** vises de forskjellige stoffenes risikobidrag. Risikoanalyse trinn 1 viser til 2 problemområder og et mer generelt problem med hensyn på høye verdier av TBT og PAH i hele området. Den høyeste overskridelsen er observert ved den lille småbåthavnen på Naudodden (RIp = 6550) og den laveste verdien er observert i Verneområdet (RIp = 10).



**Figur 15.** Beregnet risikobidrag fra analyserte prøver i denne undersøkelsen. Tallet angir antall ganger den totale risikoen overskriper grenseverdien for de forskjellige stoffene. Størrelsen på punktet illustrerer størrelsen på risikobidraget (delt inn i 4 klasser).

## 4.2 Trinn 2

**Tabell 2** viser inngangsdata for beregninger av trinn 2 og 3 i hht risikoveilederen.

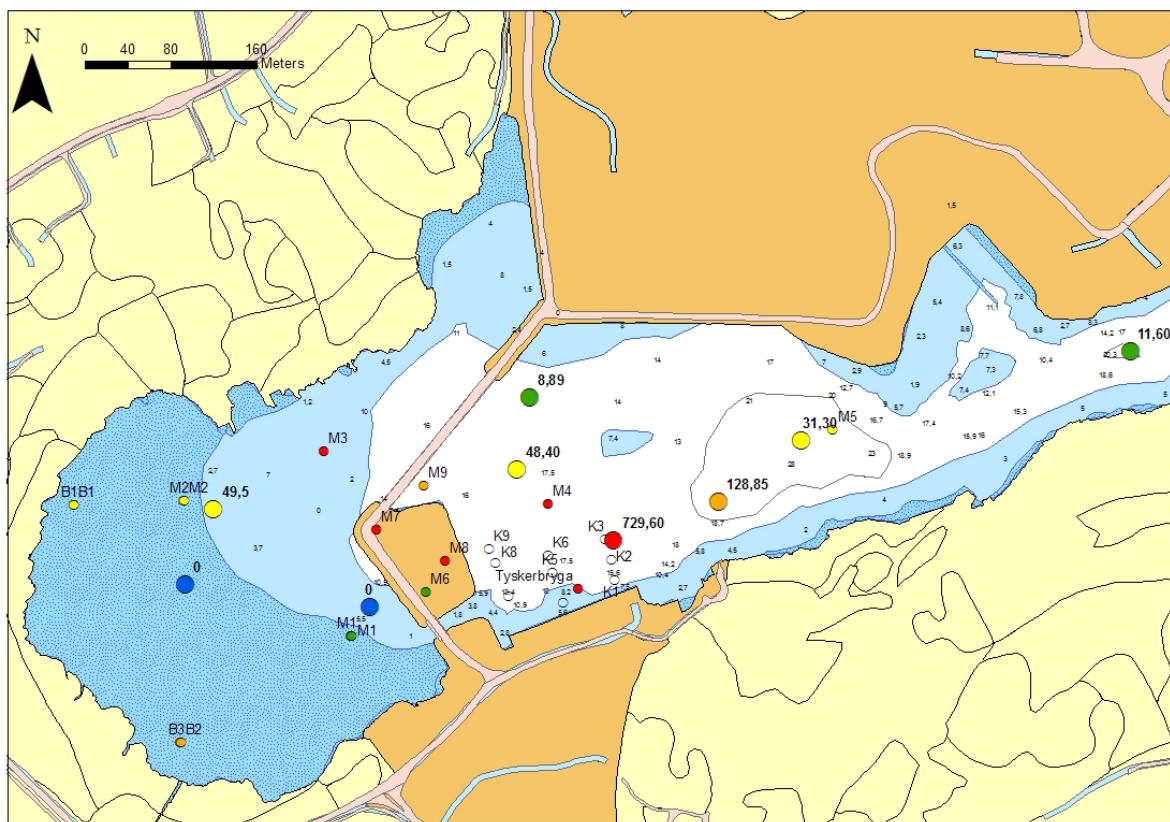
**Tabell 2.** Inngangsdata for risikoanalyse for respektive stasjoner.

Risikoområde	Stasjon	fsusp (<2µm)*	dsjø (m)	TOC %	Nskip skipsanløp	Ased (m <sup>2</sup> )	tr (oppholdstid: år)	Oralt innatak sed.	Oralt innatak vann	Oralt innatak part.mtrtl.	Hudkont sed.	Hudkont vann	Inntak av fisk
Verneområdet	FC1.1	0,06	2	0,5	0	127 000	0,004	1	1	1	1	1	1
	F2	0,02	0,5	0,1	0	127 000	0,004	1	1	1	1	1	1
	F3	0,10	2	2,1	0	127 000	0,004	1	1	1	1	1	1
Kommunekaiia	F4	0,43	15	2,6	250	123 000	0,308	0	0	0	0	0	1
	F5	0,68	17	2,3	0	123 000	0,308	0	0	0	0	0	1
	F6	0,40	15	1,3	0	123 000	0,308	0	0	0	0	0	1
	F7	0,65	15	5,7	0	123 000	0,308	0	0	0	0	0	1
	FC2	0,90	26	3,4	0	35 000	0,005	0	0	0	0	0	1
Smalsundet	F9	0,20	19	2,5	0	35 000	0,004	0	1	1	0	0	1
	F12	0,82	22	4,7	250	457 000	0,005	0	1	1	0	0	1
Lundevågen	F14	0,65	31	4,4	0	457 000	0,005	1	1	1	1	1	1
	F18	0,91	33	4,7	0	457 000	0,005	1	1	1	1	1	1
	F22	0,22	20	3,2	0	457 000	0,005	1	1	1	1	1	1
	FC3	0,89	35	5,3	0	457 000	0,005	1	1	1	1	1	1
	F16	0,62	24	1,8	250	457 000	0,005	1	1	1	1	1	1
	F20	0,52	20	4,9	0	457 000	0,005	1	1	1	1	1	1
	F21	0,14	9	3,2	0	457 000	0,004	1	1	1	1	1	1
Naudodden småbåthavn	F27	0,39	5	8,6	1	4 000	0,308	0	1	1	0	1	1
	F27.2	0,31	8	11,7	0	4 000	0,308	0	1	1	0	1	1
Byfjorden	F25	0,57	37	4,6	0	2 122 000	0,005	1	1	1	1	1	1
	F29	0,68	40	4,1	0	2 122 000	0,005	1	1	1	1	1	1
	F30	0,46	37	4,8	0	2 122 000	0,005	1	1	1	1	1	1
	F42	0,85	43	5,3	0	2 122 000	0,005	1	1	1	1	1	1
	F43	0,70	33	3,5	0	2 122 000	0,005	1	1	1	1	1	1
	F52	0,80	65	5,5	0	2 122 000	0,005	1	1	1	1	1	1
	FC5	0,88	40	5,4	0	2 122 000	0,005	1	1	1	1	1	1
Søndre havn	F33	0,12	14	1,8	1	107 000	0,005	0	1	1	0	1	1
	F36	0,10	19	0,7	0	107 000	0,005	0	1	1	0	1	1
	F37	0,08	4	1,1	0	107 000	0,005	0	1	1	0	1	1
	FC4	0,48	27	2,6	0	107 000	0,005	0	1	1	0	1	1
Nordre havn	F39	0,14	8	1,8	0	70 000	0,005	0	1	1	0	1	1
	F44	0,18	4	2,5	0	70 000	0,005	0	1	1	0	1	1
	F45	0,22	9	3,6	0	70 000	0,005	0	1	1	0	1	1
	F46	0,14	5	2,8	1	70 000	0,005	0	1	1	0	1	1
	F49	0,25	7	11,5	0	70 000	0,005	0	1	1	0	1	1

\*63µm fraksjon har blitt benyttet.

#### 4.2.1 Spredning

**Biodiffusjon ( $F_{diff}$ ) og spredning som følge av skipstrafikk ( $F_{skip}$ ).** I risikoveilederen beregnes risiko for spredning som en vertikal parameter (mengde stoff per kvm og år). Fra disse beregningene og de enkle beregningene (NIVAs fjordmodell) av vannutskifte som er gjort i denne undersøkelsen, kan et overslag av risiko for spredning av miljøgifter beregnes. Den mest potensielle risikoen for spredning av miljøgifter kan deles i risiko for spredning av miljøgifter fra kommunekaiområdet til Verneområdet og/eller Lundevågen, og fra Naudodden småbåthavn til Byfjorden.



**Figur 16.** Spredning av PCB<sub>7</sub> fra Kommunekaien til Verneområdet. I figuren er stasjoner fra fase 1 markert med tilstandsklasse og stasjonsnavn, og stasjoner fra fase 2 med sedimentkonsentrasjon (PCB<sub>7</sub>; µg/kg tv) og tilstandsklasse. Stasjon M3 (fase 1) PCB<sub>7</sub> = 271 µg/kg.

Spredningen av miljøgifter fra kommunekaiområdets grunnere deler (0-16 m) til Verneområdets dypere deler (3-16 m) er beregnet som den totale transporten ( $F_{diff} + F_{skip}$ ; Risikoveilederen) av respektive miljøgifter fra kommunekaiområdet over terskeldypet (16m; **Figur 16**). Sedimentasjonen i området er satt til 4 mm per år (Næs og Bjerkeng 2003), hvilket tilsvarer en total sedimentasjonen i de dypere deler av Verneområdet på omtrent 400 000 kg. Gjennom å dele den totale transporten fra kommunekaiområdet med sedimentasjonen i de dypere områdene av Verneområdet kan en sedimentkonsentrasjon beregnes ( $(F_{diff} + F_{skip})_{\text{communekai } 0-16m} / 400000\text{kg}$ ). Denne beregningen tilsvarer da en sedimentkonsentrasjon for metallene bly på 12 mg/kg, kadmium på 0,1 mg/kg, kopper på 12 mg/kg, kviksølv på 0,03 mg/kg, sink på 40 mg/kg og PAHsum på 21 000 µg/kg og PCB<sub>7</sub> på 135 µg/kg i det 'nye' overflatesedimentet.

Denne beregningen bør ses som et 'worst case'-scenario og innebærer at all fluks av miljøgifter (diffusjon og oppvirvlet fluks) fra sedimentet i området sedimenterer i denne delen av Verneområdet.

Likevel overensstemmer den beregnede sedimentkonsentrasjonen for PCB<sub>7</sub> 135 µg/kg med det som er blitt observert (M3 = 271 µg/kg og F3 = 49,5 µg/kg) i dette området.

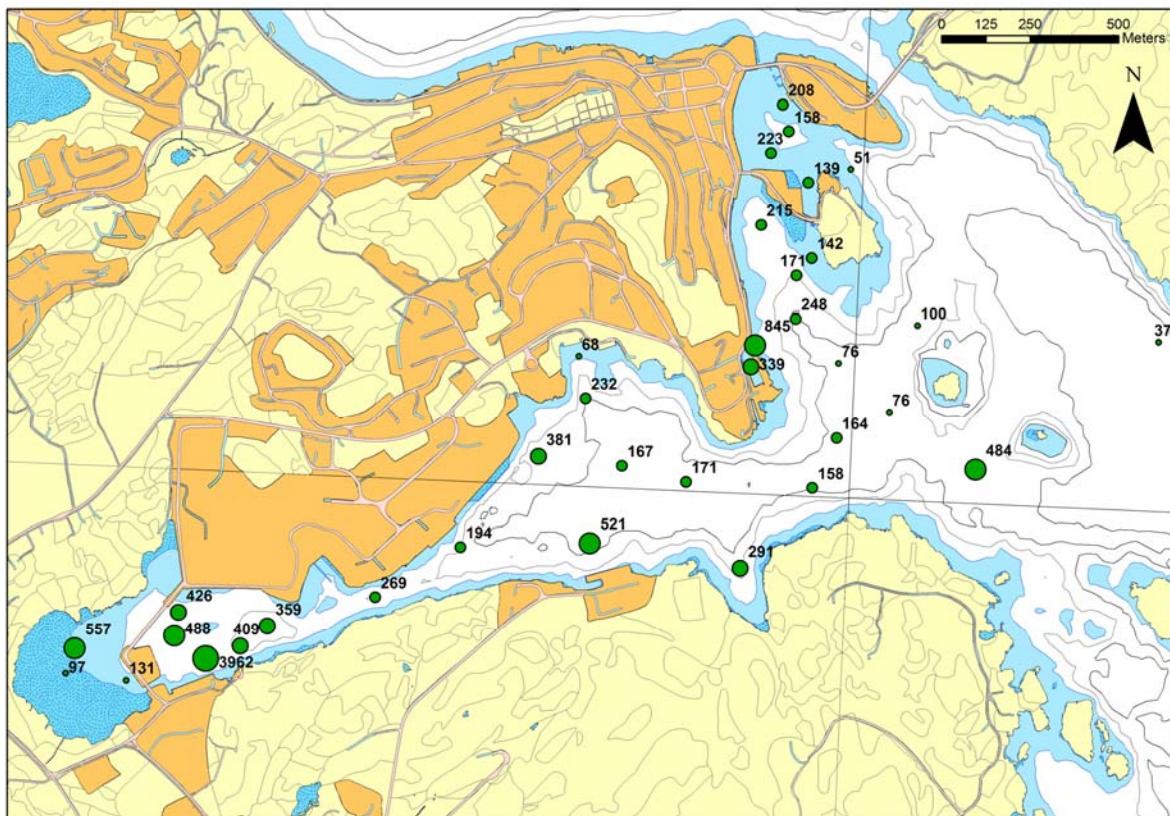
De andre påtalte spredningsrisikoene (fra Naudodden småbåthavn og Engøy) er mer vanskelige å beregne fordi 'sedimentasjonsområdet' ikke er like definert.

**Spredning som følge av opptak i organismer (F<sub>org</sub>).** I risikoveilederen beregnes likeså spredningen av miljøgifter via bunndyr fra sedimentene (F<sub>org</sub>) ved å bruke bioakkumuleringsfaktorer (BCF<sub>Fisk</sub>). Disse beregningene kan også anvendes for å sammenligne sedimentkonsentrasjonene og de observerte konsentrasjonene i biota. På den måten kan sedimentet som kilde sammenlignes med andre kilder.

I **Figur 1** vises observerte PCB<sub>7</sub>-konsentrasjoner i fisk fanget i området (Næs m fl 2000) som kostholdsrådet bygger på. De høyeste observerte PCB<sub>7</sub>-konsentrasjon for torskelever i området er 2846 µg PCB<sub>7</sub>/kg våtvekt, hvilket kan sammenlignes med beregnet konsentrasjon PCB<sub>7</sub> i biota i denne studien. I henhold til risikoveilederen (Risikoveilederen, Trinn 2, Faktaboks 8) beregnes de høyeste PCB konsentrasjonen i biota i denne studien ved stasjon F4 til 3912 µg PCB<sub>7</sub>/kg tørrekt. Fra tidligere studier (Fase 1) er det blitt observert en høyre sedimentkonsentrasjoner en på stasjon F4 sammenlignet med denne undersøkelsen.

#### 4.2.2 Human helse

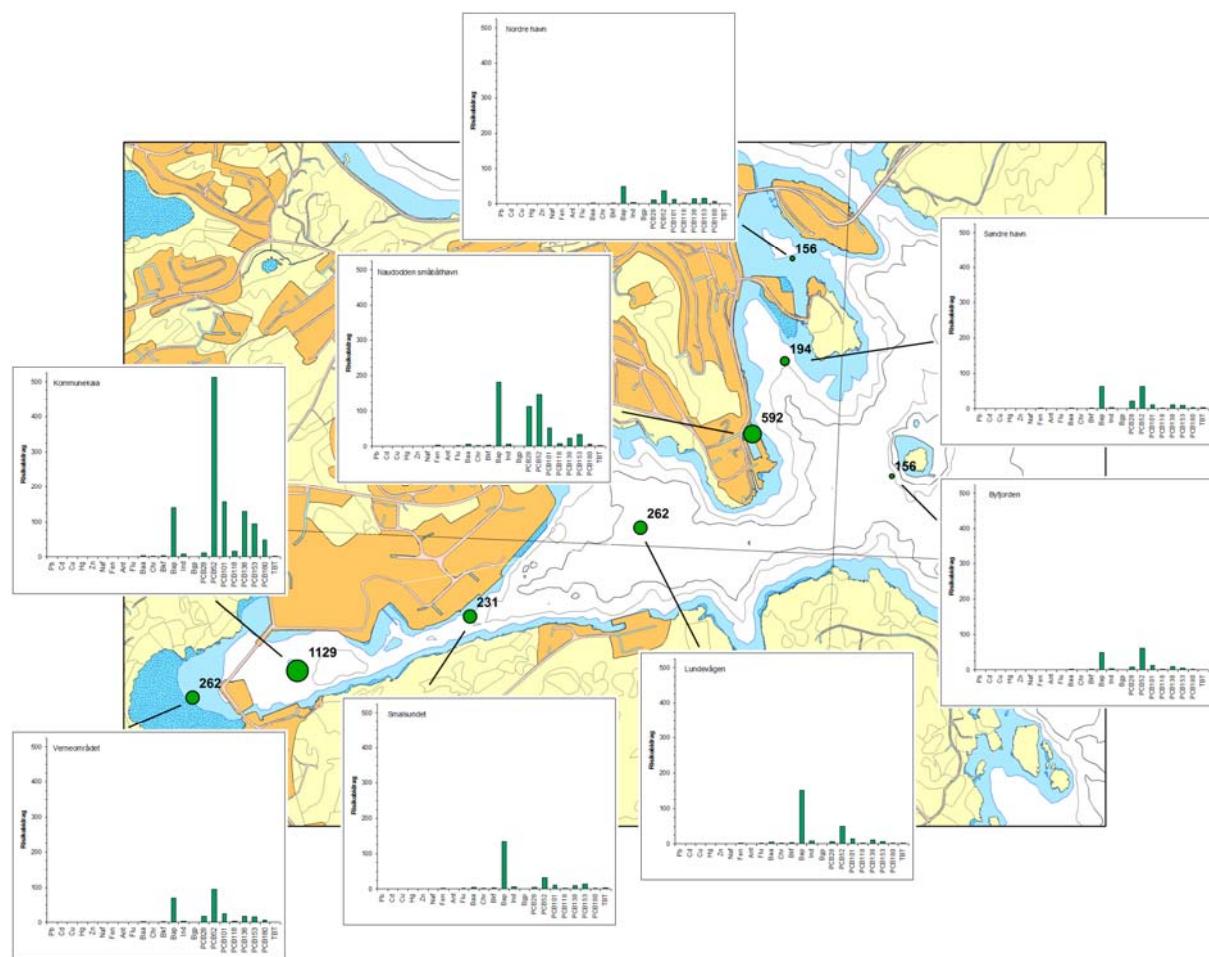
I **Figur 17** vises humant risikobidrag (DOSE/10 % MTR human) for de enkelte stasjonene. Resultatene viser et betydelig lavere risikobidrag i trinn 2 enn i trinn 1. De høyeste summerte overskridelsene av grenseverdien i trinn 2 er 3962 og er observert ved Kommunekaia. Til sammenligning ble en overskridelse på 6550 ganger i trinn 1-analysen observert ved Naudodden småbåthavn. Den laveste summerte overskridelsen er 37 ganger overskridelse og er observert mitt i Byfjorden.



**Figur 17.** Humant risikobidrag (DOSE/10 % MTR human) for de enkelte stasjonene i henhold til trinn 2. Tallet angir antall ganger den totale risikoen (DOSE) overskider grenseverdien for de forskjellige stoffene. Størrelsen på punktet illustrerer størrelsen på risikobidraget (delt inn i 4 klasser).

Etter risikoanalysen på de enkelte stasjonene ble hele området inndelt i 8 mindre områder (Verneområdet, Kommunekaia, Smalsundet, Lundevågen, Naudodden småbåthavn, Byfjorden, søndre- og nordre havn) med hensyn på hydrografi og beregnet risikobidrag (trinn 2). I

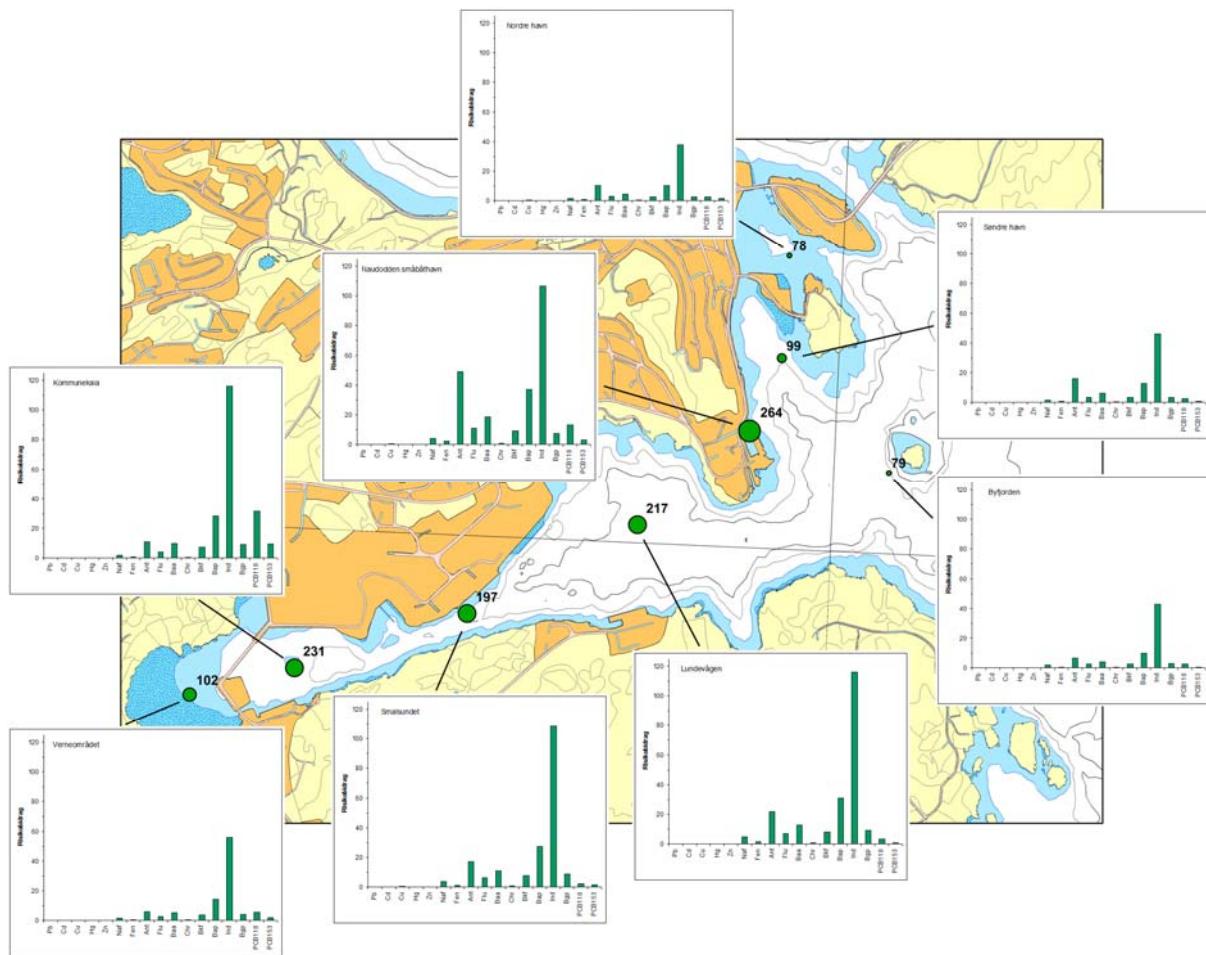
**Figur 18** vises den summerte middels-risikoen og risikobidraget for de enkelte forbindelsene for de forskjellige områdene i henhold til trinn 2. Benzo(a)pyren og PCB52 er de forbindelsene som gir det største bidraget til den summerte risikoen i hele området.



**Figur 18.** Beregnet risiko trinn 2 (DOSE/10 % MTR human) for de forskjellige områdene.  
Risikobidraget for de enkelte forbindelsene er vist i stolpediagram (bly, kadmium, kopper, kvikksølv, sink, naftalen, fenantron, antracen, fluoranten, benzo(a)antracen, chrysene + trifenyl, benzo(jk)fluoren, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, benzo(ghi)perylene, PCB25, PCB52, PCB 101, PCB 118, PCB138, PCB 153 og PCB180, tribetyltnn).

### 4.2.3 Økologisk risiko

I **Figur 19** vises den summerte økologiske risikoen (Csed/MPC) for de enkelte forbindelsene for forskjellige områder i henhold til trinn 2. Risikoveilederen inneholder kun grenseverdien for to PCB-forbindelser, hvilket medfører at betydningen av de forskjellige PAHene for den totale risikoen er høyere for den økologiske risikoen enn ved beregning av den humane risikoen.



**Figur 19.** Beregnet økologisk risiko trinn 2 (Csed/MPC) for de forskjellige områdene. Risikobidraget for de enkelte forbindelsene er vist i stolpediagram (bly, kadmium, kopper, kvikksølv, sink, naftalen, fenantren, antracen, fluoranten, chrysene + trifenyl, benzo(jk)fluoren, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, benzo(ghi)perylene, PCB 118 og PCB 153).

## 4.3 Trinn 3

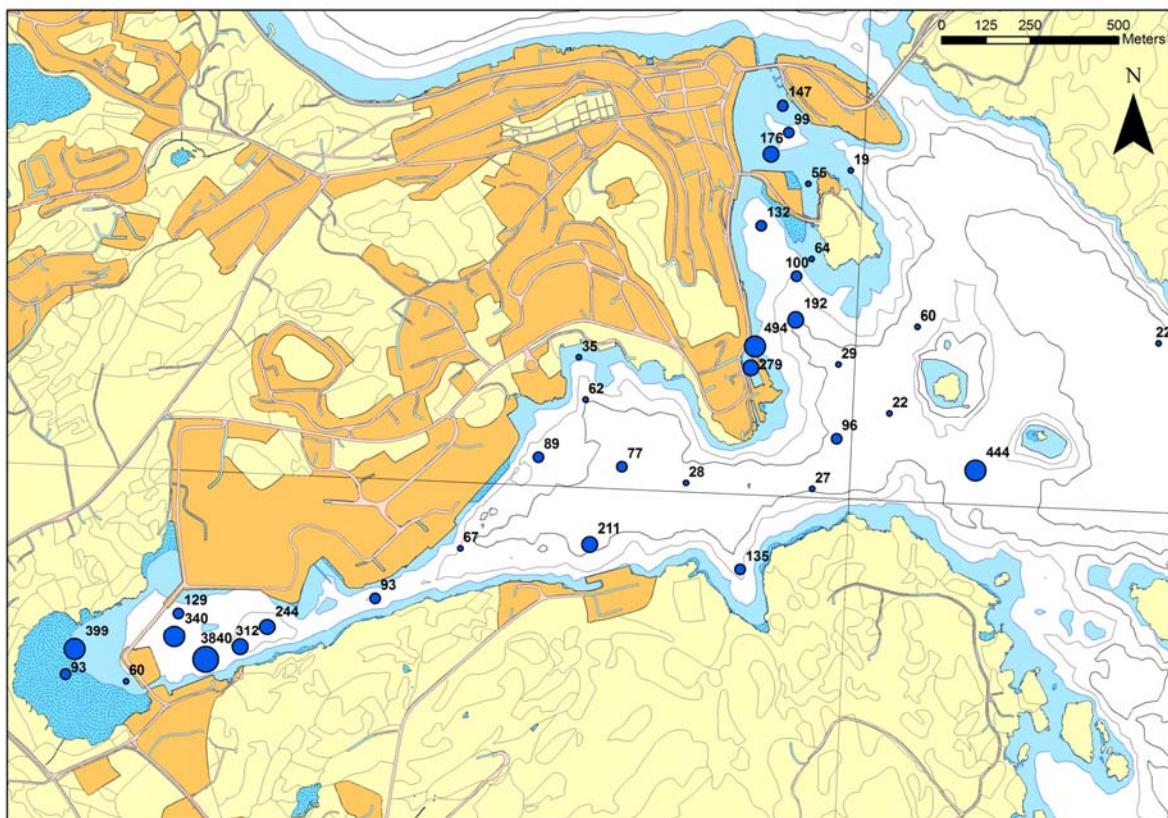
Risikoanalysen i trinn 3 har utførts på samme måte som i trinn 2, men i sammenligning med risikoberegningene i trinn 2 er stedsspesifikke konstanter for PAH brukt i trinn 3 (**Tabell 2**).

### 4.3.1 Spredning

Se trinn 2 - 4.2.1 Spredning

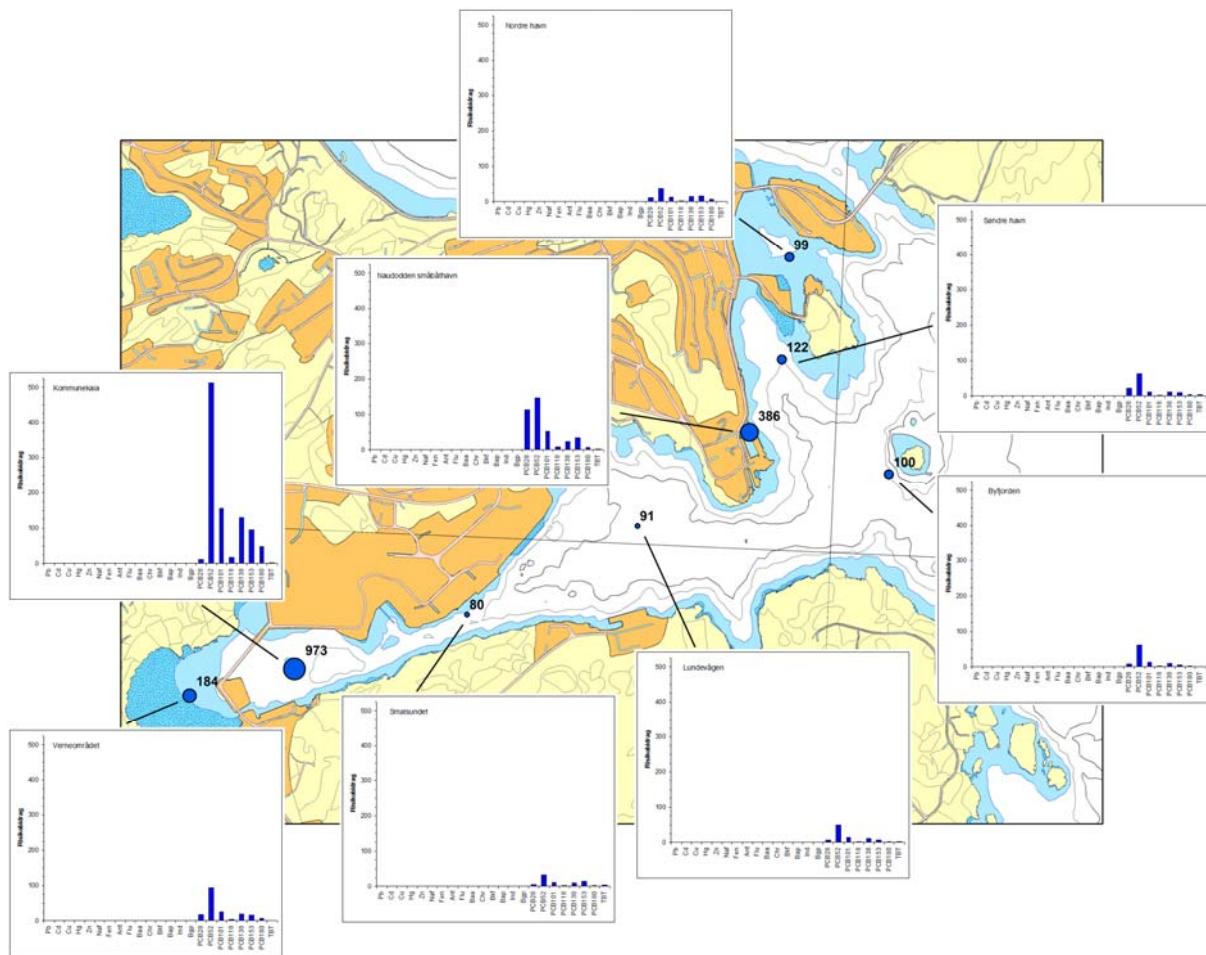
### 4.3.2 Human helse

I **Figur 20** vises human risikobidrag (DOSE/10 % MTR human) for de enkelte stasjonene. Den høyest summerte overskridelsen av grenseverdien i trinn 3 er 3840, hvilket ikke er ulikt de observerte i trinn 2. Dog har overskridelsen av grenseverdien generelt minket betydelig i alle områdene unntatt ved Kommunekaia. Denne minking skyldes at stedspesifikk Kd-verdi for PAH har blitt brukt i beregningen, hvilket har redusert PAHs bidrag til den summerte risikoen. I **Figur 21** vises dette tydelig i stolpediagrammene.



**Figur 20.** Human risikobidrag (DOSE/10 % MTR human) for de enkelte stasjonene i henhold til trinn 3. Tallet angir antallet ganger den totale risikoen (DOSE) overskriver grenseverdien for de forskjellige stoffene. Størrelsen på punktet illustrerer størrelsen på risikobidraget (delt inn i 4 klasser).

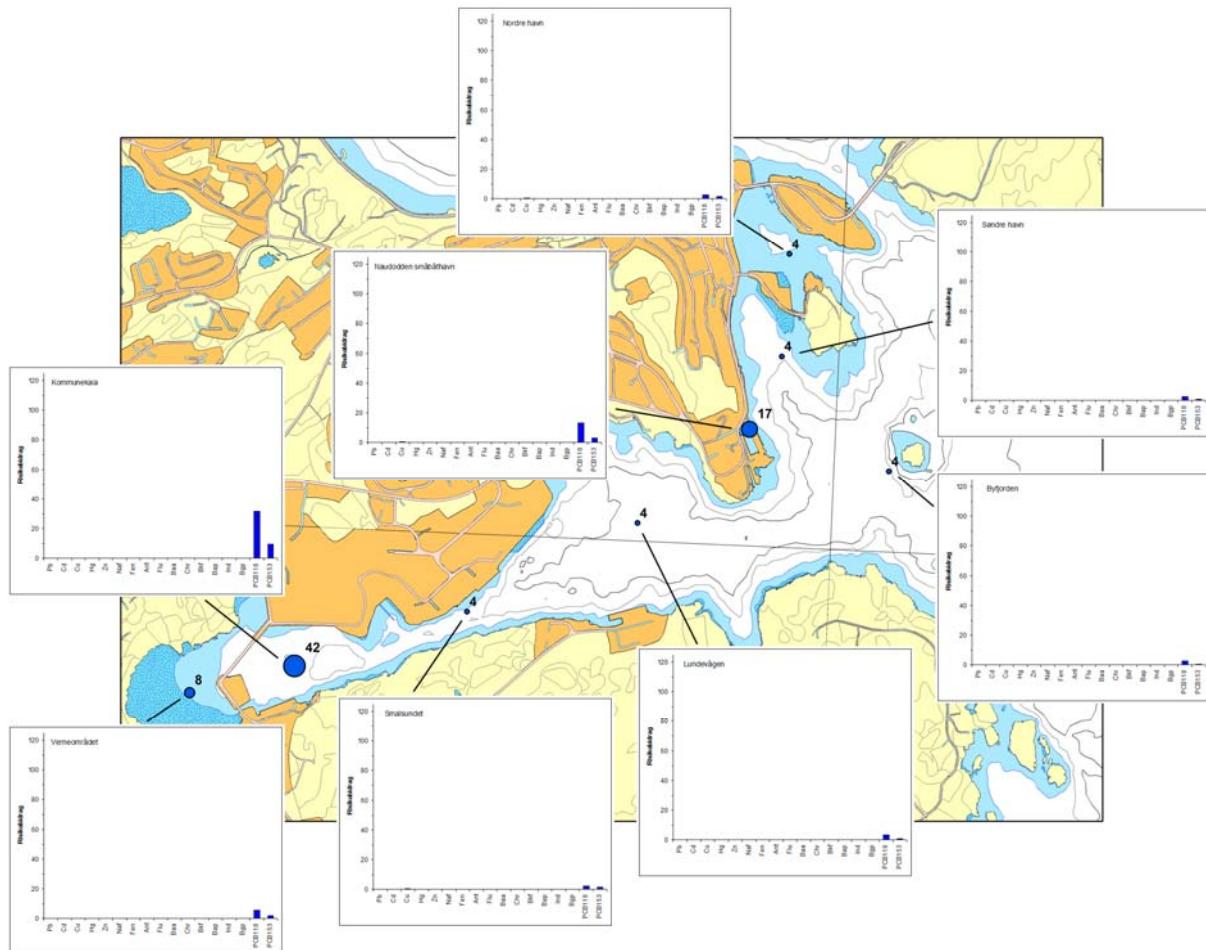
Etter risikoanalysen på de enkelte stasjonene ble, i likhet med tinn 2, hele området inndelt i 8 mindre områder (Verneområdet, Kommunekaia, Smalsundet, Lundevågen, Naudodden småbåthavn, Byfjorden, søndre og nordre havn). I **Figur 21** vises den summerte middels risikoen for de enkelte forbindelsene for forskjellige områderne. Når den stedsspesifikke fordelings-koeffisienten (Kd) for PAH anvendes er PCB52 den forbindelsen som gir det største bidraget til den summerte risikoen i hele området.



**Figur 21.** Beregnet risiko trinn 3 (DOSE/10 % MTR human) for de forskjellige områdene.  
Risikobidraget for de enkelte forbindelsene er vist i stolpediagram (bly, kadmium, kopper, kvikksølv, sink, naftalen, fenantren, antracen, fluoranten, benzo(a)antracen, chrysene + trifenyl, benzo(jk)fluoren, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, benzo(ghi)perylen, PCB25, PCB52, PCB 101, PCB 118, PCB138, PCB 153 og PCB180, tribetyl-tinn).

## Økologisk risiko

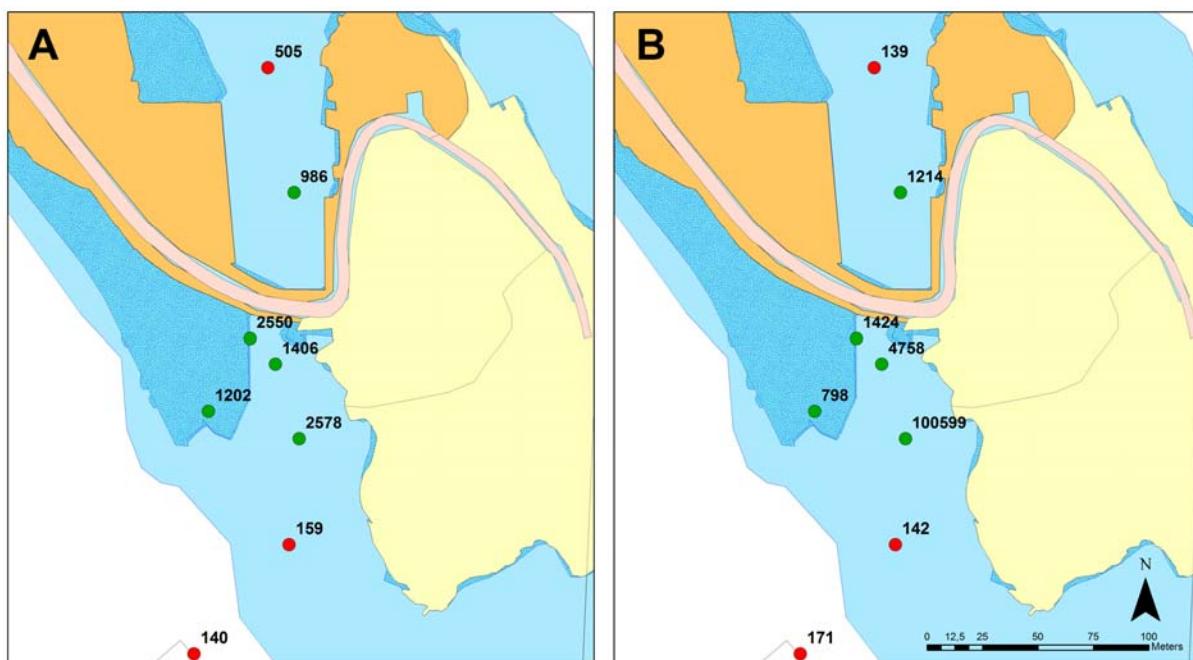
I **Figur 22** vises den summerte økologiske risikoen (Csed/MPC) og for de enkelte forbindelsene for forskjellige områder i henhold til trinn 3. Siden det kun er grenseverdien for to forbindelser av PCB og ikke for TBT, blir det summerte økologiske risikobidraget i trinn 3 lavt fordi risikobidraget fra PAHer er minket ved bruk av den stedspesifikke Kd-verdien.



**Figur 22.** Beregnet økologisk risiko trinn 3 som Csed/MPC for de forskjellige områdene. Risikobidraget for de enkelte forbindelsene er vist i stolpediagram (bly, kadmium, kopper, kvikksølv, sink, naftalen, fenantren, antracen, fluoranten, chryslen + trifenyl, benzo(jk)fluoren, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, benzo(ghi)perylen, PCB 118 og PCB 153).

## 4.4 Risikoanalyse - Engøy

I Figur 23 vises det summerte risikobidraget (RIp; trinn 1) og humant risikobidrag (DOSE/10 % MTR human; trinn 2) for de enkelte stasjonene. Trinn 2 gir et mindre risikobidrag enn trinn 1, bortsett fra stasjonen ved sluppen hvor dette er omvendt. Dette skyldes vesentlig høye PCB<sub>7</sub>-konsentrasjoner observert ved denne stasjonen, hvilket ikke gir det samme risikobidraget i trinn 1 som trinn 2. Som område betraktet, er Engøy-området svært forurensset. Til sammenligning med de øvrige områdene har Engøy-området det høyeste risikobidraget selv om man tar hensyn til den stedsspesifikke Kd-verdien for PAH i trinn 3. Dog er det høye risikobidraget i hovedsak knyttet til stasjonen ved sluppen, hvilken står for over 90 % av den samlede risikoen i området.



**Figur 23.** Risikoanalyse trinn 1 (A) og trinn 2 (B) - Engøy. Beregnet risikobidrag fra prøver analysert i tidligere undersøkelser som er rapportert i Tiltaksplan - Fase 1 (Grøne symboler) og fra denne studien (Røde symboler). Tallet teller antall ganger den totale risikoen overskridet grenseverdien for de forskjellige stoffene.

## 4.5 Summering av risikoanalyse

### 4.5.1 Trinn 1

- Intet område kan friskrives fra videre analyse til trinn 2.
- Svært høye overskridelser (>1000 gg. akseptert risikobidrag) av grenseverdien er summert ved Kommunekai, Lundevågen og Naudodden småbåthavn.

### 4.5.2 Trinn 2

- Observert risiko for spredning av PCB<sub>7</sub> fra Kommunekaiområdet og Naudodden småbåthavn.
- Den summerte humane risikoen er lavere enn i trinn 1, dog høye overskridelser ved Kommunekai (>1000 gg. akseptert risikobidrag).
- Størst risikobidrag fra benzo(a)pyren og fra PCB<sub>7</sub>.
- Den summerte økologiske risikoen er høyre enn den humane risikoen i Lundevågen.

#### **4.5.3 Trinn 3**

- Lavere risikobidrag i ytre Lundevågen på grunn av mindre bidrag fra PAH når stedsspesifikke Kd-verdier anvendes.
- Vesentlig risikobidrag kun fra PCB<sub>7</sub>.

#### **4.5.4 Faktorer som er viktige i beregningen av risiko**

- Den viktigste forskjellen mellom trinn 1 og trinn 2 er at i trinn 1 beregnes risikobidraget fra PCB ut fra sumPCB, mens risiko fra PAH beregnes på grunnlag av 10 enkelt PAH-forbindelser. I trinn 2 beregnes risikobidraget fra PCB på grunnlag av de 7 enkelt-PCB-ene.
- Benyttet Kd-verdi for miljøgiftene er av meget stor betydning.
- Mengde fisk/skalldyr spist – kun inntak av fisk/skalldyr påvirker human risiko vesentlig.

## 5. Miljømål

Fastsettelse av miljømål er nødvendig ved planlegging og gjennomføring av tiltak mot forurensede sedimenter. Målene kan være på forskjellige nivåer, men to typer er sentrale, nemlig:

- Langsiktige forvaltningsmål
- Lokale tiltaksmål

Miljømålene bør forankres hos aktuelle interessenter. Disse er kommunen, regionale/sentrale miljøvernmyndigheter, industrien, interesseorganisasjoner og befolkningen generelt. Slik sett krever fastsettelse av miljømål både en administrativ og politisk prosess. Det er ikke gjennomført for det aktuelle tiltaksområdet.

### 5.1 Langsiktige forvaltningsmål

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

Et forslag til langsiktige forvaltningsmål kan være:

- 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

Tiltak for å nå det langsgiktige forvaltningsmålet bør på sikt bidra til at kostholdsråd kan oppheves. Man skal imidlertid merke seg at datagrunnlaget for kostholdsrådet er spinkelt. Fiskeprøvene som dannet grunnlaget for utformingen av rådet, er alle samlet utenfor tiltaksområdet.

### 5.2 Lokale tiltaksmål

Tiltak mot forurensede sedimenter gjennomføres for å redusere miljømessig risiko. Den 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.

Lokale tiltaksmål er diskutert i prosjektgruppen, dvs. med representanter fra Farsund kommune, Elkem Aluminium ANS Lista og Fylkesmannens miljøvernavdeling i Vest-Agder. Diskusjonene kan oppsummeres som følger:

- Det skal ikke være økologiske skader med opphav i sedimentene i Verneområdet innerst i Lundevågen
- Lundevågen skal være et industriområde
- Det skal være en akseptabel vannkvalitet i Lundevågen og det skal ikke være spredning av miljøgifter til området utenfor
- Det skal ikke være helsemessig risiko forbundet med å konsumere fisk fanget i det nære byområdet eller i fjordområdet utenfor

Det ble avholdt et møte med representanter fra kommunen, Brederø, Elkem Lista og Fylkesmannens miljøvernnavdeling 14. november 2005 hvor miljømålene ble diskutert. Det av generell enighet om formuleringene, men det ble påpekt vanskeligheten med økologisk mål i Verneområdet. Dette området er muligens påvirket fra området ved Kommunekaia.

På basis av dette og risikobetraktingene gjort tidligere i rapporten, foreslås området oppdelt hensyn på aktuelle tiltak (se **Tabell 3**).

**Tabell 3.** Forslag til oppdeling av tiltaksområdet i delområder med tilhørende risikotype

Område	Delområde	Risikotype
<b>Lundevågen</b>	Verneområdet	Økologi
	Kommunekaia	Spredning
	Sentrale Lundevågen	Spredning
<b>Byområdet</b>	Nordre/søndre havn	Human helse
	Engøy slipp	Spredning
	Naudodden småbåthavn	Spredning, human helse
<b>Byfjorden</b>		Human helse

## 6. Tiltaksplan

På grunnlag av oppdelingen av området i flere delområder og risikotyper, foreslås tiltak som vist i **Tabell 4**. Når et tiltak gjennomføres, er det også nødvendig å stille mål for selve den tekniske utførelsen av tiltaket. Likeledes bør det diskuteres og eventuelt beskrives hvorledes den langsigte forbedringen i området skal overvåkes og dokumenteres. I den sammenheng må det på grunnlag av dagens situasjon beskrives et overvåkingsprogram som gir mulighet for å kvantifisere tidsutviklingen på en akseptabel måte.

**Tabell 4.** Forslag til tiltak i delområdene.

Område	Delområde	Tiltak	Miljømål
<b>Lundevågen</b>	Verneområdet	a) Naturlig forbedring b) Tildekking i et begrenset areal innenfor bro	Kons. i sediment < kl. II
	Kommunekaia	a) Ombygging kai* b) Mudring og tildekking	a) Ikke PCB <sub>7</sub> i betong b) Kons. i sediment < kl. II
	Sentrale Lundevågen	Naturlig forbedring**	Kons. i sediment < kl. II
<b>Byområdet</b>	Nordre/søndre havn	Naturlig forbedring**	Kons. i sediment < kl. II
	Engøy slipp	a) Fjerning av masser på land*** c) Fjerning av masser i sjø d) Tildekking	Kons. i sediment < kl. II
	Naudodden småbåthavn	a) Ombygging kai b) Mudring og tildekking	Kons. i sediment < kl. II
<b>Byfjorden</b>		Naturlig forbedring**	Kons. i sediment < kl. II

\* Rehabilitering av kaia allerede i gang. Dette vil dekke ca. av kaiaarealet

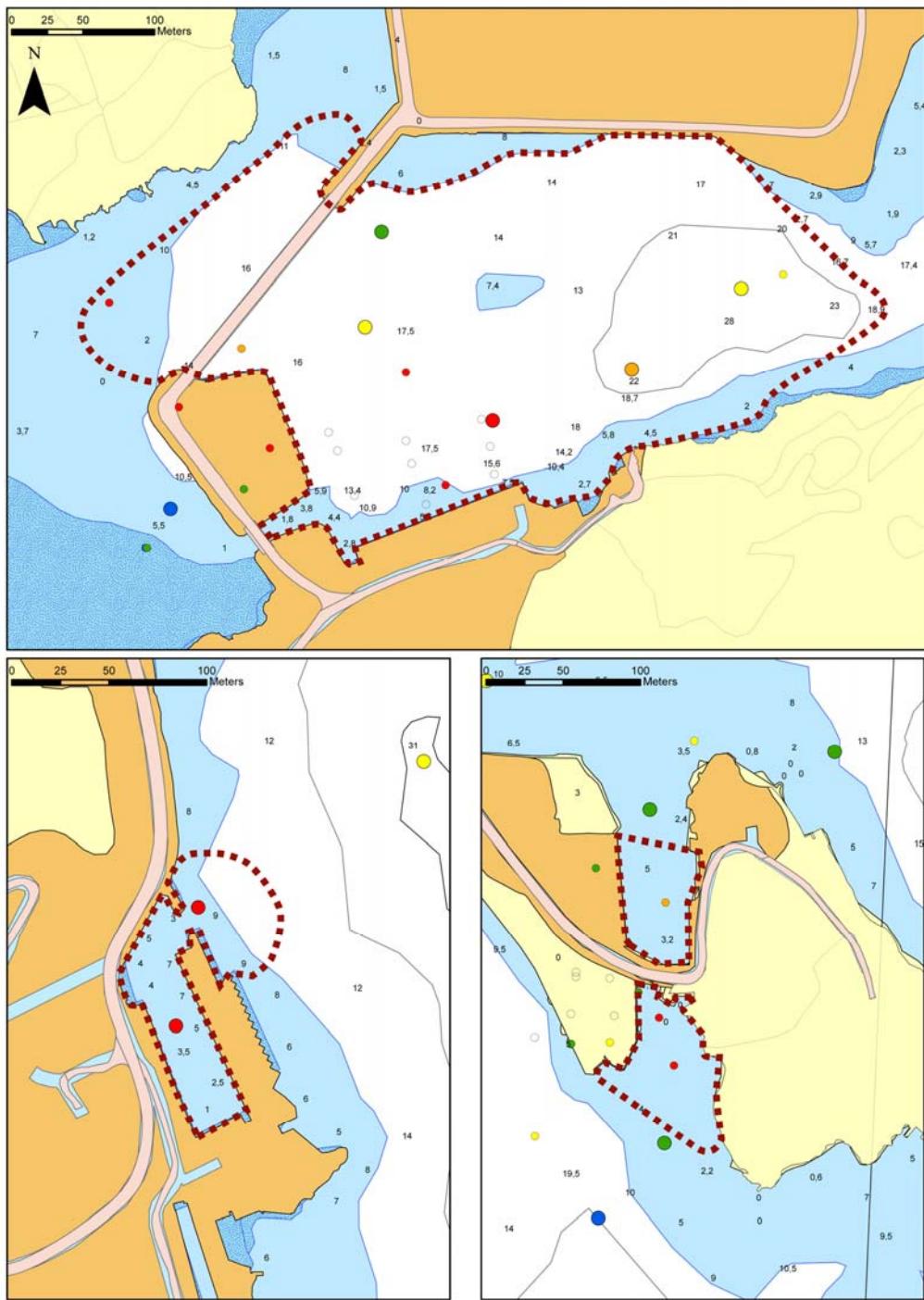
\*\* Eventuelle utbyggingsaktiviteter bør ha som mål å forbedre lokale forhold

\*\*\* Allerede gjennomført

I **Figur 24** vises flere detaljer for de områdene som er aktuelle for tiltak.

- Kommunekaiområdet (effektivt areal; 103 000 m<sup>2</sup>): Risikoområde for human og økologisk risiko. Risiko for spredning til nærliggende område.
- Naudodden småbåthavn (effektivt areal; 7 700 m<sup>2</sup>): Risikoområde for human og økologisk risiko. Risiko for spredning til Byfjorden.

- Engøy slipp (effektivt areal;  $4\ 000 + 3\ 500\ m^2$ ): Høye konsentrasjoner av PCB observert i fase I rapport.



**Figur 24.** Aktuelle områder for tiltak (Kommunekai 103 000 m<sup>2</sup>, Naudodden småbåthavn 7 700 m<sup>2</sup> og Engøy 4 000 + 3 500 m<sup>2</sup>). Tilstandsklasser for PCB<sub>7</sub> er vist i figuren. Små prikker (eldre data) og store prikker (nye data). Grenser for tiltaksområdene er markert med prikket linje.

## 7. Referanser

- Bjerkeng, B. 1994. Eutrofimodell for Indre Oslofjord. En modell for omsetning av organiske stoff og næringssalter i innelukkede fjorder med vertikal sjiktning Rapport 1: Praktisk utprøving på Indre Oslofjord. NIVA rapport 3112-1994, 96 s.
- Breedveld, G., T. Bakke, E. Eik, A. Helland, T. Källqvist, A. Oen. 2005. Veileder i risikovurdering av forurensset sediment. SFT TA-2085/2005, ISBN 82-7655-250-1. 45 s.
- Næs, K., J. Knutzen, J. Håvardstun, T. Kroglund, M.C. Lie, J.A. Knutsen, M.L. Wiborg 2000. Miljøgiftundersøkelse i havner på Agder 1997-1998. PAH, PCB, tungmetaller og TBT i sedimenter og organismer. Statlig program for forurensningsovervåking 799/00. NIVA rapport 1.nr. 4232-2000.
- Næs, N. og B. Bjerkeng. 2003. Sedimentundersøkelse ved Kommunekaia og Elkemkaia, Lundevågen, Farsund. NIVA notat O-23403, 18 s.
- Nilsson, H.C. og R. Rosenberg. 1997. Benthic habitat quality assessment of an oxygen stressed fjord by surface and sediment profile images. *J. Mar. Systems.* 11, 249-264.
- Molvær, J., J. Knutzen, J. Magunsson, B. Rygg, J. Skei, J. Sørensen. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:03. 36 s
- Rosenberg R., M. Blomqvist, H.C. Nilsson, H. Cederwall, A. Dimming. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Mar. Poll. Bull.* 49, 728-739.
- Vinje, J.E. og D.P. Sødal. 2003 Rapport fra fase 1 for Farsundområdet med Lyngdalsfjorden, Vest-Agder. 3-2003, 45 s.
- SNT 2000. ([www.snt.no](http://www.snt.no)). Kostholdsråd.

## **8. Vedlegg**

## 8.1 Sediment rådata

STASJON		FC1.1	FC1.2	F2	F3	FC2	FC2
Latitud	N (WGS84)	58,07955	0,00000	58,07968	58,08032	58,08105	58,08105
Longitud	Ø (WGS84)	6,77703	0,00000	6,77412	6,77452	6,78372	6,78372
Dyp (m)		2	0,5	0,5	2	26	26
Område				Verneområde		Komunkaja	
Habitat (sedimentstruktur)		Sand	Sand	Sand	Sand	Silt, leire	Silt, leire
RPD	SPI					1,8	1,8
BHQ-indeks	SPI					5,7	5,7
Tilstandsklass (SPI)	SPI					3	3
Seiment dyp		0-2cm	5-10cm	0-2cm	0-2cm	0-2cm	4-6cm
TTS	%	74	77	78	63	20	38
KORN <63	%	6	2	2	10	95	72
TOC	%	0,46	0,56	0,11	2,11	3,35	4,28
Cd	(mg/kg tv)	0,2		0,2		0,3	
Cu	(mg/kg tv)	5		1,8		44,1	
Hg	(mg/kg tv)	0,015		0,005		0,091	
Pb	(mg/kg tv)	13		3		32	
Zn	(mg/kg tv)	34,5		14		151	
PCB 28	(µg/kg tv)	0,5	0,2	0,5	0,2	0,5	0,2
PCB 52	(µg/kg tv)	0,2	5,4	0,5	4,4	4,9	0,2
PCB 101	(µg/kg tv)	0,5	13	0,5	8,8	4,5	0,75
PCB 118	(µg/kg tv)	0,5	10	0,5	6,6	4,2	0,64
PCB 138	(µg/kg tv)	0,5	21	0,5	9,8	8,1	1,2
PCB 153	(µg/kg tv)		22	0,5	14	9,6	
PCB 180	(µg/kg tv)	0,5	21	0,5	5,9	0,5	0,5
PCB 7D	(µg/kg tv)	0	92,4	0	49,5	31,3	3,09
Naftalen (NAP)	(µg/kg tv)	13	16	7,2	120	87	50
Acenaftylen (ACNLE)	(µg/kg tv)	2	1,7	2	6,1	7,5	6
Acenaften (ACNE)	(µg/kg tv)	33	42	2	270	200	91
Fluoren (FLE)	(µg/kg tv)	15	25	2	180	110	54
Fenantren (PA)	(µg/kg tv)	140	210	10	1200	900	410
Antracen (ANT)	(µg/kg tv)	28	39	2	180	200	78
Floranten (FLU)	(µg/kg tv)	350	540	23	2500	1900	860
Pyren (PYR)	(µg/kg tv)	310	470	19	2000	1800	800
Benzo(a)antracen (BAA)	(µg/kg tv)	300	430	16	1300	1400	500
Chrysen + trifenyl (CHRTR)	(µg/kg tv)	360	470	24	1300	1600	570
Benzo(b)fluoren (BBF)	(µg/kg tv)	560	990	36	2800	2800	1100
Benzo(jk)fluoren (BKF)	(µg/kg tv)	220	360	16	1000	880	410
Benzo(a)pyren (BAP)	(µg/kg tv)	430	700	24	1900	2100	780
Indeno(123cd)pyren (ICDP)	(µg/kg tv)	300	580	20	1500	1500	640
Dibenz(ac/ah) antracen (DBA3A)	(µg/kg tv)	81	160	3,7	410	360	180
Benzo(ghi) perylen (BGHIP)	(µg/kg tv)	310	600	22	1500	1500	730
PAH16SUM	(µg/kg tv)	3450	5633,7	222,9	18166,1	17344,5	7259
KPAH	(µg/kg tv)	1891	3220	115,7	8910	9040	3610
NDP	(µg/kg tv)	153	226	17,2	1320	987	460
TBT	(µg/kg tv)	3,5		2		360	
OLJE C10-C40	(mg/kg tv)	100		100		1300	

<b>STASJON</b>		FC2	FC2	FC2	FC2	F4	F5
Latitud	N (WGS84)	58,08105	58,08105	58,08105	58,08105	58,08017	58,08073
Longitud	Ø (WGS84)	6,78372	6,78372	6,78372	6,78372	6,78082	6,77927
Dyp	(m)	26	26	26	26	15	17
Område					Komunkaja		
Habitat (sedimentstruktur)		Silt, leire					
RPD	SPI	1,8	1,8	1,8	1,8		3,7
BHQ-indeks	SPI	5,7	5,7	5,7	5,7		7,7
Tilstandsklass (SPI)	SPI	3	3	3	3		2
Seiment dyp		8-10cm	12-14cm	16-18cm	20-22cm	0-2cm	0-2cm
TTS	%	57	37	32	53,5	46	50
KORN <63	%	90	86	82	16	43	68
TOC	%	3,43	2,22	3,79	3,13	2,57	2,28
Cd	(mg/kg tv)	0,5				0,3	0,2
Cu	(mg/kg tv)	47,6				47,7	23,6
Hg	(mg/kg tv)	0,13				0,12	0,071
Pb	(mg/kg tv)	34				52,5	28
Zn	(mg/kg tv)	200				169	196
PCB 28	(µg/kg tv)	0,5	0,2	0,37	0,2	1,6	0,5
PCB 52	(µg/kg tv)	1,7	0,87	17	1,4	63	2,9
PCB 101	(µg/kg tv)	1,3	2,2	39	3	130	8,5
PCB 118	(µg/kg tv)	1,4	1,7	32	2,5	95	5,4
PCB 138	(µg/kg tv)	2,6	2,7	41	3,1	160	12
PCB 153	(µg/kg tv)	2,7	5,3	37		160	13
PCB 180	(µg/kg tv)	0,5	1,5	14	1,6	120	6,6
PCB 7D	(µg/kg tv)	9,7	14,27	180,37	11,6	729,6	48,4
Naftalen (NAP)	(µg/kg tv)	11	56	100	87	120	72
Acenaftylen (ACNLE)	(µg/kg tv)	2	5,3	8,3	4,4	4,3	6,4
Acenaften (ACNE)	(µg/kg tv)	14	91	180	190	260	170
Fluoren (FLE)	(µg/kg tv)	9,7	55	120	110	130	84
Fenantren (PA)	(µg/kg tv)	88	420	840	890	970	630
Antracen (ANT)	(µg/kg tv)	20	83	150	150	230	150
Floranten (FLU)	(µg/kg tv)	220	840	1700	1700	1900	1400
Pyren (PYR)	(µg/kg tv)	220	720	1500	1600	2000	1400
Benzo(a)antracen (BAA)	(µg/kg tv)	71	390	840	1000	1500	1200
Chrysen + trifenyl (CHRTR)	(µg/kg tv)	100	480	1100	990	1900	1500
Benzo(b)fluoren (BBF)	(µg/kg tv)	140	830	1900	2100	2500	2000
Benzo(jk)fluoren (BKF)	(µg/kg tv)	44	310	680	590	1200	930
Benzo(a)pyren (BAP)	(µg/kg tv)	88	560	1200	1400	2200	1800
Indeno(123cd)pyren (ICDP)	(µg/kg tv)	71	470	1000	1000	1700	1300
Dibenz(ac/ah) antracen (DBA3A)	(µg/kg tv)	19	130	290	220	470	370
Benzo(ghi) perylen (BGHIP)	(µg/kg tv)	77	520	1100	980	1700	1300
PAH16SUM	(µg/kg tv)	1192,7	5960,3	12708,3	12924,4	18784,3	14312,4
KPAH	(µg/kg tv)	433	2690	5910	6310	9570	7600
NDP	(µg/kg tv)	99	476	940	977	1090	702
TBT	(µg/kg tv)	13				190	95
OLJE C10-C40	(mg/kg tv)	460				490	610

STASJON		F6	F7	F9	F12	FC3	FC3
Latitud	N (WGS84)	58,08133	58,08052	58,08188	58,08323	58,08507	58,08507
Longitud	Ø (WGS84)	6,77943	6,78245	6,78885	6,79285	6,80357	6,80357
Dyp (m)		15	15	19	22	35	35
Område		Komunkaja		Smalsundet		Lundevåg	
Habitat (sedimentstruktur)		Silt, leire	Silt, leire	Skjellgrus	Silt, leire	Silt, leire	Silt, leire
RPD	SPI	3,8	2,1		3,9		
BHQ-indeks	SPI	7,0	6,3		9,0		
Tilstandsklass (SPI)	SPI	2	3		2		
Seiment dyp		0-2cm	0-2cm	0-2cm	0-2cm	0-2cm	2-4cm
TTS	%	52	29	54	29	20,5	22,4
KORN <63	%	40	65	20	82	89	87
TOC	%	1,32	5,68	2,5	4,66	5,31	5,45
Cd	(mg/kg tv)			0,2	0,5		
Cu	(mg/kg tv)			23,6	79,3		
Hg	(mg/kg tv)			0,13	0,18		
Pb	(mg/kg tv)			34	63,6		
Zn	(mg/kg tv)			94,8	226		
PCB 28	(µg/kg tv)	0,2	0,45	0,2	0,5	0,32	0,35
PCB 52	(µg/kg tv)	0,57	9,4	0,9	1,1	0,78	2,5
PCB 101	(µg/kg tv)	1,2	22	2	2,7	1,7	6
PCB 118	(µg/kg tv)	0,98	16	1,4	2,2	1,4	4,7
PCB 138	(µg/kg tv)	1,6	26	2,2	3,2	1,8	6,3
PCB 153	(µg/kg tv)	3,6	33	3,7	14		
PCB 180	(µg/kg tv)	0,94	22	1,4	0,89	0,41	1,6
PCB 7D	(µg/kg tv)	8,89	128,85	11,6	24,09	6,41	21,45
Naftalen (NAP)	(µg/kg tv)	43	140	160	400	320	360
Acenaftylen (ACNLE)	(µg/kg tv)	4,7	14	6,7	13	17	16
Acenaften (ACNE)	(µg/kg tv)	110	320	330	780	630	750
Fluoren (FLE)	(µg/kg tv)	69	200	210	400	380	440
Fenantren (PA)	(µg/kg tv)	540	1500	1400	2600	3000	3500
Antracen (ANT)	(µg/kg tv)	110	280	240	560	520	570
Fluoranten (FLU)	(µg/kg tv)	1300	3300	2800	4500	5700	6500
Pyren (PYR)	(µg/kg tv)	1200	3000	2400	4400	4800	5400
Benzo(a)antracen (BAA)	(µg/kg tv)	1100	2200	1500	3100	3400	3800
Chrysen + trifenyl (CHRTR)	(µg/kg tv)	1200	2400	1800	3800	3300	3600
Benzo(b)fluoren (BBF)	(µg/kg tv)	2300	5000	2900	4600	6400	7200
Benzo(jk)fluoren (BKF)	(µg/kg tv)	890	1800	1100	2100	1700	2100
Benzo(a)pyren (BAP)	(µg/kg tv)	1800	3500	2100	3800	4300	4900
Indeno(123cd)pyren (ICDP)	(µg/kg tv)	1500	3000	1700	2700	3200	3400
Dibenz(ac/ah) antracen (DBA3A)	(µg/kg tv)	410	830	490	840	700	780
Benzo(ghi) perylen (BGHIP)	(µg/kg tv)	1600	3000	1800	2800	3000	3400
PAH16SUM	(µg/kg tv)	14176,7	30484	20936,7	37393	41047	46356
KPAH	(µg/kg tv)	8000	16330	9790	17140	19700	22180
NDP	(µg/kg tv)	583	1640	1560	3000	3320	3860
TBT	(µg/kg tv)			100	990		
OLJE C10-C40	(mg/kg tv)			540	860		

<b>STASJON</b>		<b>FC3</b>	<b>FC3</b>	<b>FC3</b>	<b>F14</b>	<b>F16</b>	<b>F18</b>
Latitud	N (WGS84)	58,08507	58,08507	58,08507	58,08343	58,08560	58,08543
Longitud	Ø (WGS84)	6,80357	6,80357	6,80357	6,79905	6,79645	6,80047
Dyp	(m)	35	35	35	31	24	33
Område					Lundevåg		
Habitat (sedimentstruktur)		Silt, leire					
RPD	SPI				4,2	2,7	
BHQ-indeks	SPI				8,3	6,0	
Tilstandsklass (SPI)	SPI				3	3	
Seiment dyp		4-6cm	10-12cm	16-18cm	0-2cm	0-2cm	0-2cm
TTS	%	22,3	27,5	30,1	33	53	28
KORN <63	%	85	84	87	65	62	91
TOC	%	5,47	5,63	5,15	4,38	1,81	4,73
Cd	(mg/kg tv)				0,4	0,2	0,3
Cu	(mg/kg tv)				57,8	16,5	32,9
Hg	(mg/kg tv)				0,15	0,14	0,16
Pb	(mg/kg tv)				61,6	31	63,7
Zn	(mg/kg tv)				177	82,3	140
PCB 28	(µg/kg tv)	0,4	0,32	0,2	0,64	0,2	0,5
PCB 52	(µg/kg tv)	0,61	1	0,2	4,9	0,87	2
PCB 101	(µg/kg tv)	0,86	2,3	0,2	9,6	1,9	3,7
PCB 118	(µg/kg tv)	0,65	1,8	0,2	8,3	1,6	3,5
PCB 138	(µg/kg tv)	1,1	2,7	0,2	9,4	2,2	5,1
PCB 153	(µg/kg tv)				9,3	3,6	5,9
PCB 180	(µg/kg tv)	0,47	0,76	0,2	1,5	1	2,1
PCB 7D	(µg/kg tv)	4,09	8,88	0	43,64	11,17	22,3
Naftalen (NAP)	(µg/kg tv)	460	370	57	1100	250	290
Acenaftylen (ACNLE)	(µg/kg tv)	16	39	9,8	16	9,4	12
Acenaften (ACNE)	(µg/kg tv)	960	730	76	2200	560	540
Fluoren (FLE)	(µg/kg tv)	550	460	54	1200	340	280
Fenantren (PA)	(µg/kg tv)	4600	3800	510	5600	2500	1900
Antracen (ANT)	(µg/kg tv)	760	630	91	1300	430	410
Floranten (FLU)	(µg/kg tv)	8300	6700	1000	8400	4900	3300
Pyren (PYR)	(µg/kg tv)	7100	5800	1000	8800	4100	3100
Benzo(a)antracen (BAA)	(µg/kg tv)	4800	3800	520	6000	2500	2200
Chrysen + trifenyl (CHRTR)	(µg/kg tv)	4900	3900	470	7400	2900	2700
Benzo(b)fluoren (BBF)	(µg/kg tv)	9100	7400	1100	8100	5300	3300
Benzo(jk)fluoren (BKF)	(µg/kg tv)	2700	2100	340	4200	1700	1400
Benzo(a)pyren (BAP)	(µg/kg tv)	6300	5100	680	7400	3500	2700
Indeno(123cd)pyren (ICDP)	(µg/kg tv)	4300	3600	640	5200	2700	1800
Dibenz(ac/ah) antracen (DBA3A)	(µg/kg tv)	1000	810	110	1900	830	550
Benzo(ghi) perylen (BGHIP)	(µg/kg tv)	4200	3400	620	5300	2900	2000
PAH16SUM	(µg/kg tv)	59586	48269	7220,8	74116	35419,4	26482
KPAH	(µg/kg tv)	28200	22810	3390	32800	16530	11950
NDP	(µg/kg tv)	5060	4170	567	6700	2750	2190
TBT	(µg/kg tv)				500	47	59
OLJE C10-C40	(mg/kg tv)				960	340	340

<b>STASJON</b>		F20	F21	F22	F27	F27.2	FC5
Latitud	N (WGS84)	58,08713	58,08820	58,08292	58,08807	58,08862	58,08703
Longitud	Ø (WGS84)	6,79862	6,79823	6,80630	6,80650	6,80666	6,81322
Dyp (m)		20	9	20	5	8	40
Område		Lundevågen		Naudodden	småbåth	Byfjorden	
Habitat (sedimentstruktur)		Silt, leire	Sand, skjell	Sand, leire	Silt, leire		Silt, leire
RPD	SPI	4,0					
BHQ-indeks	SPI	9,7					
Tilstandsklass (SPI)	SPI	1					
Seiment dyp		0-2cm	0-2cm	0-2cm	0-2cm	0-2cm	0-2cm
TTS	%	31	59	51	29	19,2	19,7
KORN <63	%	52	14	22	39	31	88
TOC	%	4,86	3,15	3,2	8,64	11,7	5,35
Cd	(mg/kg tv)	0,4	0,5	0,3	0,89		
Cu	(mg/kg tv)	36,9	20,6	26,8	244		
Hg	(mg/kg tv)	0,32	0,14	0,15	7,86	13,8	
Pb	(mg/kg tv)	64	26	53,1	258		
Zn	(mg/kg tv)	146	79,8	132	361		
PCB 28	(µg/kg tv)	0,46	0,5	0,5	22	21	0,44
PCB 52	(µg/kg tv)	1,8	0,5	2,3		30	0,62
PCB 101	(µg/kg tv)	3,8	0,81	4,8	32	37	0,95
PCB 118	(µg/kg tv)	3,1	0,71	4,1	29	34	0,72
PCB 138	(µg/kg tv)	3,8	0,86	4,7	21	27	1,1
PCB 153	(µg/kg tv)		0,81	4,1	92		
PCB 180	(µg/kg tv)	1,1	0,5	0,78	8	16	0,26
PCB 7D	(µg/kg tv)	14,06	3,19	20,78	204	165	4,09
Naftalen (NAP)	(µg/kg tv)	400	51	320	470	1300	150
Acenaftylen (ACNLE)	(µg/kg tv)	22	2,2	7	110	550	14
Acenaften (ACNE)	(µg/kg tv)	830	100	640	280	730	230
Fluoren (FLE)	(µg/kg tv)	570	51	340	260	1500	140
Fenantren (PA)	(µg/kg tv)	3700	380	2000	2200	22000	1300
Antracen (ANT)	(µg/kg tv)	620	70	460	600	6000	220
Floranten (FLU)	(µg/kg tv)	7300	720	3200	4200	35000	2400
Pyren (PYR)	(µg/kg tv)	6100	650	3200	4600	34000	2000
Benzo(a)antracen (BAA)	(µg/kg tv)	3700	460	2200	2700	20000	1200
Chrysen + trifenyl (CHRTR)	(µg/kg tv)	4400	590	2800	3000	19000	1300
Benzo(b)fluoren (BBF)	(µg/kg tv)	7400	810	3200	3900	26000	2600
Benzo(jk)fluoren (BKF)	(µg/kg tv)	2600	310	1500	1800	9700	760
Benzo(a)pyren (BAP)	(µg/kg tv)	5100	590	2800	3200	21000	1600
Indeno(123cd)pyren (ICDP)	(µg/kg tv)	3700	430	2000	2400	11000	1300
Dibenz(ac/ah) antracen (DBA3A)	(µg/kg tv)	1100	130	720	650	2600	260
Benzo(ghi) perylen (BGHIP)	(µg/kg tv)	3900	440	2100	2500	10000	1300
PAH16SUM	(µg/kg tv)	51442	5784,2	27487	32870	219080	16624
KPAH	(µg/kg tv)	23600	2730	12420	14650	90300	7720
NDP	(µg/kg tv)	4100	431	2320	2670	23300	1450
TBT	(µg/kg tv)	99	67	9,9	590		
OLJE C10-C40	(mg/kg tv)	530	160	330	1900		

<b>STASJON</b>		<b>FC5</b>	<b>FC5</b>	<b>FC5</b>	<b>FC5</b>	<b>F25</b>	<b>F29</b>
Latitud	N (WGS84)	58,08703	58,08703	58,08703	58,08703	58,08502	58,08632
Longitud	Ø (WGS84)	6,81322	6,81322	6,81322	6,81322	6,80963	6,81072
Dyp	(m)	40	40	40	40	37	40
Område					Byfjorden		
Habitat (sedimentstruktur)		Silt, leire	Silt, leire	Silt, leire	Silt, leire	Skjellgrus	Silt, leire
RPD	SPI						3,0
BHQ-indeks	SPI						8,3
Tilstandsklass (SPI)	SPI						2
Seiment dyp		2-4cm	4-6cm	10-12cm	16-18cm	0-2cm	0-2cm
TTS	%	21,8	21,4	25,2	27,6	33	30
KORN <63	%	86	82	87	88	57	68
TOC	%	5,6	5,4	5,47	5,05	4,56	4,14
Cd	(mg/kg tv)					0,3	0,3
Cu	(mg/kg tv)					36,6	31,2
Hg	(mg/kg tv)					0,4	0,15
Pb	(mg/kg tv)					83,5	65
Zn	(mg/kg tv)					150	132
PCB 28	(µg/kg tv)	0,49	0,59	0,63	0,78	0,41	0,69
PCB 52	(µg/kg tv)	1,1	0,84	3	1,5	0,78	2,2
PCB 101	(µg/kg tv)	1,9	1,4	6,7	1,5	1,2	3,4
PCB 118	(µg/kg tv)	1,5	1,1	5,5	1,1	0,95	2,8
PCB 138	(µg/kg tv)	2,3	1,6	6,6	1,6	1,4	3,3
PCB 153	(µg/kg tv)						6,5
PCB 180	(µg/kg tv)	1,3	0,41	1,1	0,62	0,36	0,62
PCB 7D	(µg/kg tv)	8,59	5,94	23,53	7,1	5,1	19,51
Naftalen (NAP)	(µg/kg tv)	180	200	200	190	320	200
Acenaftylen (ACNLE)	(µg/kg tv)	16	21	14	16	17	9,5
Acenaften (ACNE)	(µg/kg tv)	290	320	340	300	640	300
Fluoren (FLE)	(µg/kg tv)	170	190	200	180	370	160
Fenantren (PA)	(µg/kg tv)	1600	1700	1800	1600	2800	1100
Antracen (ANT)	(µg/kg tv)	270	290	280	260	490	230
Floranten (FLU)	(µg/kg tv)	3000	3400	3400	2900	5400	2000
Pyren (PYR)	(µg/kg tv)	2500	2800	2800	2400	4500	1900
Benzo(a)antracen (BAA)	(µg/kg tv)	1500	1900	1800	1600	2800	1300
Chrysen + trifeny (CHRTR)	(µg/kg tv)	1500	1800	1700	1500	3200	1600
Benzo(b)fluoren (BBF)	(µg/kg tv)	3200	3900	3700	3200	5500	2100
Benzo(jk)fluoren (BKF)	(µg/kg tv)	950	1100	1100	860	2000	870
Benzo(a)pyren (BAP)	(µg/kg tv)	2000	2400	2300	2100	3900	1600
Indeno(123cd)pyren (ICDP)	(µg/kg tv)	1600	1900	1900	1600	3100	1300
Dibenz(ac/ah) antracen (DBA3A)	(µg/kg tv)	330	380	370	330	850	330
Benzo(ghi) perylen (BGHIP)	(µg/kg tv)	1600	1800	1800	1500	3100	1300
PAH16SUM	(µg/kg tv)	20526	23901	23504	20346	38987	16299,5
KPAH	(µg/kg tv)	9580	11580	11170	9690	18150	7500
NDP	(µg/kg tv)	1780	1900	2000	1790	3120	1300
TBT	(µg/kg tv)					110	51
OLJE C10-C40	(mg/kg tv)						

<b>STASJON</b>		F30	F42	F43	F52	F39	F44
Latitud	N (WGS84)	58,08823	58,08562	58,08925	58,08903	58,09352	58,09280
Longitud	Ø (WGS84)	6,81070	6,81743	6,81443	6,82602	6,80713	6,80897
Dyp (m)		37	43	33	65	8,3	4
Område				Byfjorden			Nordre havn
Habitat (sedimentstruktur)		leire	Silt, leire	leire	Silt, leire	Silt, leire	Sand, leire
RPD	SPI						
BHQ-indeks	SPI						
Tilstandsklass (SPI)	SPI						
Seiment dyp		0-2cm	0-2cm	0-2cm	0-2cm	0-2cm	0-2cm
TTS	%	31	27	33	28	61	62
KORN <63	%	46	85	70	80	14	18
TOC	%	4,83	5,33	3,45	5,5	1,77	2,51
Cd	(mg/kg tv)	0,3	0,3	0,2	0,4	0,2	0,2
Cu	(mg/kg tv)	39,6	43,1	28,7	33	26,5	135
Hg	(mg/kg tv)	0,78	0,19	0,2	0,11	0,41	0,84
Pb	(mg/kg tv)	95,8	98,3	71,8	73,2	39,3	59
Zn	(mg/kg tv)	150	176	128	147	94,8	149
PCB 28	(µg/kg tv)	0,66	1,1	1	0,5	0,5	0,6
PCB 52	(µg/kg tv)	0,76	15	1	0,55	1	0,65
PCB 101	(µg/kg tv)	1	21	1	1,5	3,2	1,2
PCB 118	(µg/kg tv)	0,7	18	1	0,98	1,5	0,85
PCB 138	(µg/kg tv)	1,5	22	1	2	7,7	2
PCB 153	(µg/kg tv)		17			11	3,3
PCB 180	(µg/kg tv)	0,53	5,4	1	1,2	6,1	1,5
PCB 7D	(µg/kg tv)	5,15	99,5	0	6,23	30,5	10,1
Naftalen (NAP)	(µg/kg tv)	140	180	94	77	69	110
Acenaftylen (ACNLE)	(µg/kg tv)	19	9,2	12	12	37	47
Acenaften (ACNE)	(µg/kg tv)	200	240	110	62	40	150
Fluoren (FLE)	(µg/kg tv)	150	120	62	42	52	150
Fenantren (PA)	(µg/kg tv)	1000	890	500	350	660	1400
Antracen (ANT)	(µg/kg tv)	200	180	120	74	89	380
Floranten (FLU)	(µg/kg tv)	2100	1600	960	750	1100	2600
Pyren (PYR)	(µg/kg tv)	1700	1400	840	610	920	2200
Benzo(a)antracen (BAA)	(µg/kg tv)	1000	970	560	420	460	1200
Chrysen + trifenyl (CHRTR)	(µg/kg tv)	1200	1300	730	530	600	1200
Benzo(b)fluoren (BBF)	(µg/kg tv)	2100	1700	1000	940	760	1800
Benzo(jk)fluoren (BKF)	(µg/kg tv)	760	690	400	340	320	760
Benzo(a)pyren (BAP)	(µg/kg tv)	1400	1200	700	550	560	1500
Indeno(123cd)pyren (ICDP)	(µg/kg tv)	1300	910	590	540	420	990
Dibenz(ac/ah) antracen (DBA3A)	(µg/kg tv)	330	270	160	130	110	260
Benzo(ghi) perylen (BGHIP)	(µg/kg tv)	1300	1000	590	550	420	980
PAH16SUM	(µg/kg tv)	14899	12659,2	7428	5977	6617	15727
KPAH	(µg/kg tv)	6890	5740	3410	2920	2630	6510
NDP	(µg/kg tv)	1140	1070	594	427	729	1510
TBT	(µg/kg tv)	50	50	44	13	68	130
OLJE C10-C40	(mg/kg tv)	340	180	190	170	230	210

<b>STASJON</b>		F45	F46	F49	FC4	F33	F36
Latitud	N (WGS84)	58,09408	58,09475	58,09317	58,08932	58,09167	58,09042
Longitud	Ø (WGS84)	6,80795	6,80762	6,81098	6,80858	6,80677	6,80855
Dyp (m)		9	5	7	27	14	19
Område				Nordre havn		Søndre havn	
Habitat (sedimentstruktur)		Sand, leire	Sand, leire	Sand, leire	Silt, leire	Sand, leire	Sand, skjell
RPD	SPI					2,5	
BHQ-indeks	SPI					7,3	
Tilstandsklass (SPI)	SPI					3	
Seiment dyp		0-2cm	0-2cm	0-2cm	0-2cm	0-2cm	0-2cm
TTS	%	49	56	20	46	64	70
KORN <63	%	22	14	25	48	12	10
TOC	%	3,63	2,82	11,5	2,58	1,75	0,73
Cd	(mg/kg tv)	0,4	0,2	1,1	0,2	0,2	0,2
Cu	(mg/kg tv)	58,5	43,3	59,8	27,9	26,6	10,3
Hg	(mg/kg tv)	1,28	0,7	4,26	0,5	0,68	0,17
Pb	(mg/kg tv)	100	60	97,9	58,4	101	23
Zn	(mg/kg tv)	159	111	233	94,9	73,2	45,9
PCB 28	(µg/kg tv)	1	0,71	1	2	0,68	0,5
PCB 52	(µg/kg tv)	1,4	2,3	0,64	3,4	1,3	0,5
PCB 101	(µg/kg tv)	3,3	4,3	2,3	3,7	2,1	0,66
PCB 118	(µg/kg tv)	2,3	3,4	1,8	2,8	1,4	0,5
PCB 138	(µg/kg tv)	6,1	5,3	2,9	4,9	2,8	0,62
PCB 153	(µg/kg tv)	12	7,1		4,3	2,9	0,98
PCB 180	(µg/kg tv)	3,6	2	1,7	1,5	1,7	0,5
PCB 7D	(µg/kg tv)	29,7	25,11	10,34	22,6	12,88	2,26
Naftalen (NAP)	(µg/kg tv)	160	86	130	110	89	
Acenaftylen (ACNLE)	(µg/kg tv)	42	52	69	36	36	12
Acenaften (ACNE)	(µg/kg tv)	130	77	140	150	130	35
Fluoren (FLE)	(µg/kg tv)	120	96	130	110	150	29
Fenantren (PA)	(µg/kg tv)	1100	840	1200	810	940	320
Antracen (ANT)	(µg/kg tv)	310	200	320	210	360	90
Floranten (FLU)	(µg/kg tv)	2000	1900	2800	1500	1500	620
Pyren (PYR)	(µg/kg tv)	2000	1600	2600	1300	1500	570
Benzo(a)antracen (BAA)	(µg/kg tv)	1300	940	1400	860	980	380
Chrysen + trifenyl (CHRTR)	(µg/kg tv)	1400	890	1500	1000	1100	430
Benzo(b)fluoren (BBF)	(µg/kg tv)	1700	1500	2800	1300	1200	530
Benzo(jk)fluoren (BKF)	(µg/kg tv)	770	600	1100	540	550	230
Benzo(a)pyren (BAP)	(µg/kg tv)	1400	1100	1900	1000	990	420
Indeno(123cd)pyren (ICDP)	(µg/kg tv)	990	810	1500	730	630	290
Dibenz(ac/ah) antracen (DBA3A)	(µg/kg tv)	290	230	400	160	190	79
Benzo(ghi) perylen (BGHIP)	(µg/kg tv)	1000	840	1500	790	660	290
PAH16SUM	(µg/kg tv)	14712	11761	19489	10606	11005	4325
KPAH	(µg/kg tv)	6450	5180	9100	4590	4540	1929
NDP	(µg/kg tv)	1260	926	1330	920	1029	320
TBT	(µg/kg tv)	65	53	58	45	460	25
OLJE C10-C40	(mg/kg tv)	410	360	750	190	240	100

STASJON		F37	F27d	F27e	F27f	FC27c	FC27c
Latitud	N (WGS84)	58,09087	58,08842	58,08882	58,08858	58,08782	58,08782
Longitud	Ø (WGS84)	6,80925	6,80735	6,80753	6,80737	6,80675	6,80675
Dyp	(m)	4	13	17	15	8	8
Område	Sødra hamnen				Naudodden	småbåthavn	
Habitat (sedimentstruktur)	Skjellgrus						
RPD	SPI						
BHQ-indeks	SPI						
Tilstandsklass (SPI)	SPI						
Seiment dyp		0-2cm	0-2cm	0-2cm	0-2cm	0-2cm	2-4cm
TTS	%	60	44,9	50,6	37,2	23,9	22,4
KORN <63	%	8	30	24	44	53	40
TOC	%	1,08	4,17	2,31	3,68	11	9,72
Cd	(mg/kg tv)	0,2					
Cu	(mg/kg tv)	8,62					
Hg	(mg/kg tv)	0,082					
Pb	(mg/kg tv)	9,9					
Zn	(mg/kg tv)	30					
PCB 28	(µg/kg tv)	0,26	2,2	0,5	1,1	34	32
PCB 52	(µg/kg tv)	0,29	5,1		1,8	92	44
PCB 101	(µg/kg tv)	0,41	6,8	2,4	2,5	82	22
PCB 118	(µg/kg tv)	0,32	5,2	1,2	1,9	70	19
PCB 138	(µg/kg tv)	0,48	6,5	6,6	3,2	24	11
PCB 153	(µg/kg tv)	1,3	8,3	8,1			
PCB 180	(µg/kg tv)	0,29	5,8	4,7	1,7	13	
PCB 7D	(µg/kg tv)	3,35	39,9	23	12,2	315	128
Naftalen (NAP)	(µg/kg tv)	30	230	82	270	400	580
Acenaftylen (ACNLE)	(µg/kg tv)	15	63	48	120	110	190
Acenaften (ACNE)	(µg/kg tv)	40	410	130	260	260	420
Fluoren (FLE)	(µg/kg tv)	44	390	210	350	370	640
Fenantren (PA)	(µg/kg tv)	410	3300	1900	3200	4900	7400
Antracen (ANT)	(µg/kg tv)	94	990	350	960	670	1100
Fluoranten (FLU)	(µg/kg tv)	840	4900	2400	6800	7700	11000
Pyren (PYR)	(µg/kg tv)	670	4500	2000	6500	6900	11000
Benzo(a)antracen (BAA)	(µg/kg tv)	400	2600	1300	4100	3500	5400
Chrysen + trifenyl (CHRTR)	(µg/kg tv)	390	2800	1500	4300	4400	6800
Benzo(b)fluoren (BBF)	(µg/kg tv)	630	1800	830	3200	3100	5300
Benzo(jk)fluoren (BKF)	(µg/kg tv)	250	2700	1300	4500	4900	7900
Benzo(a)pyren (BAP)	(µg/kg tv)	460	2900	1300	5200	4400	8200
Indeno(123cd)pyren (ICDP)	(µg/kg tv)	340	1500	740	2100	2600	4100
Dibenz(ac/ah) antracen (DBA3A)	(µg/kg tv)	96	440	210	670	650	1100
Benzo(ghi) perylen (BGHIP)	(µg/kg tv)	330	1700	870	2500	3100	5500
PAH16SUM	(µg/kg tv)	5039	31223	15170	45030	47960	76630
KPAH	(µg/kg tv)	2176	11940	5680	19770	19150	32000
NDP	(µg/kg tv)	440	3720	2102	3720	5600	8450
TBT	(µg/kg tv)	51					
OLJE C10-C40	(mg/kg tv)	110					

STASJON		FC27c	FC27c	FC27c	F42b
Latitud	N (WGS84)	58,08782	58,08782	58,08782	58,08563
Longitud	Ø (WGS84)	6,80675	6,80675	6,80675	6,81690
Dyp	(m)	8	8	8	41
Område		Naudodden småbåthavn		Byfjorden	
Habitat (sedimentstruktur)					
RPD	SPI				
BHQ-indeks	SPI				
Tilstandsklass (SPI)	SPI				
Seiment dyp		4-6cm	10-12cm	16-18cm	0-2cm
TTS	%	23,3	20,8	14,1	24,6
KORN <63	%	53	63	56	94
TOC	%	9,52	11,4	13,4	5,15
Cd	(mg/kg tv)				
Cu	(mg/kg tv)				
Hg	(mg/kg tv)				
Pb	(mg/kg tv)				
Zn	(mg/kg tv)				
PCB 28	(µg/kg tv)	20	12	6	0,5
PCB 52	(µg/kg tv)	31	40	13	2,2
PCB 101	(µg/kg tv)	17	27	4,5	2,3
PCB 118	(µg/kg tv)	13	23	3,2	1,6
PCB 138	(µg/kg tv)	11	10	3,3	2,6
PCB 153	(µg/kg tv)				
PCB 180	(µg/kg tv)	6,4	4,2	3	1,1
PCB 7D	(µg/kg tv)	98,4	116,2	30	9,8
Naftalen (NAP)	(µg/kg tv)	570	560	150	150
Acenaftylen (ACNLE)	(µg/kg tv)	230	220	62	15
Acenaften (ACNE)	(µg/kg tv)	330	280	140	270
Fluoren (FLE)	(µg/kg tv)	520	470	240	180
Fenantren (PA)	(µg/kg tv)	4800	6400	2000	1400
Antracen (ANT)	(µg/kg tv)	1300	1400	550	220
Floranten (FLU)	(µg/kg tv)	9700	11000	3500	2600
Pyren (PYR)	(µg/kg tv)	11000	13000	4100	2000
Benzo(a)antracen (BAA)	(µg/kg tv)	5300	6300	1900	1300
Chrysen + trifenyl (CHRTR)	(µg/kg tv)	6000	7400	2000	1800
Benzo(b)fluoren (BBF)	(µg/kg tv)	4100	5500	1500	1400
Benzo(jk)fluoren (BKF)	(µg/kg tv)	7100	9500	2200	1500
Benzo(a)pyren (BAP)	(µg/kg tv)	7500	11000	2000	1500
Indeno(123cd)pyren (ICDP)	(µg/kg tv)	3800	4100	1400	1200
Dibenz(ac/ah) antracen (DBA3A)	(µg/kg tv)	1100	1200	360	270
Benzo(ghi) perylen (BGHIP)	(µg/kg tv)	4800	4800	1600	1400
PAH16SUM	(µg/kg tv)	68150	83130	23702	17205
KPAH	(µg/kg tv)	28900	37600	9360	7170
NDP	(µg/kg tv)	5710	7370	2290	1637
TBT	(µg/kg tv)				
OLJE C10-C40	(mg/kg tv)				

